

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**TRATAMENTO E REUSO DO EFLUENTE DE
BIODIGESTORES NO PROCESSO DE BIODIGESTÃO
ANAERÓBIA DA CAMA DE FRANGO**

KAROLINA VON ZUBEN AUGUSTO

CAMPINAS
JULHO DE 2011

UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS
FACULDADE DE ENGENHARIA AGRÍCOLA

**TRATAMENTO E REUSO DO EFLUENTE DE
BIODIGESTORES NO PROCESSO DE BIODIGESTÃO
ANAERÓBIA DA CAMA DE FRANGO**

Tese de Doutorado submetida à banca examinadora para obtenção do título de Doutora em
Engenharia Agrícola, na Área de Concentração em Água e Solo.

KAROLINA VON ZUBEN AUGUSTO

ORIENTADOR: PROF. DR. DENIS MIGUEL ROSTON

CAMPINAS
JULHO de 2011

FICHA CATALOGRÁFICA ELABORADA PELA
BIBLIOTECA DA ÁREA DE ENGENHARIA E ARQUITETURA - BAE - UNICAMP

Au45t Augusto, Karolina Von Zuben
Tratamento e reuso do efluente de biodigestores no
processo de biodigestão anaeróbia da cama de frango /
Karolina Von Zuben Augusto. --Campinas, SP: [s.n.],
2011.

Orientador: Denis Miguel Roston.
Tese de Doutorado - Universidade Estadual de
Campinas, Faculdade de Engenharia Agrícola.

1. Indústria avícola. 2. Leitões cultivados. 3. Esterco.
4. Saneamento. 5. Zootecnia. I. Roston, Denis Miguel.
II. Universidade Estadual de Campinas. Faculdade de
Engenharia Agrícola. III. Título.

Título em Inglês: Treatment and reuse of effluent of digesters in the anaerobic digestion
of poultry litter

Palavras-chave em Inglês: Poultry industry, Wetlands, Manure, Sanitation, Animal
science

Área de concentração: Água e Solo

Titulação: Doutor em Engenharia Agrícola

Banca examinadora: Ronaldo Stefanutti , Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa ,
José Teixeira Filho , José Euclides Stipp Paterniani

Data da defesa: 29-07-2011

Programa de Pós Graduação: Engenharia Agrícola

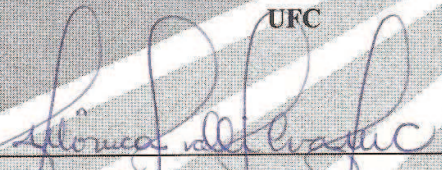
Este exemplar corresponde à redação final da **Tese de Doutorado** defendida por **Karolina Von Zuben Augusto**, aprovada pela Comissão Julgadora em 29 de julho de 2011, na Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas.



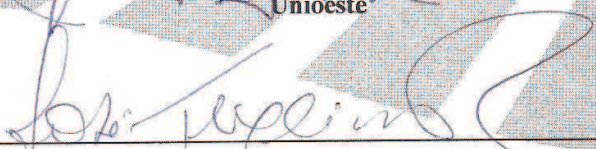
Prof. Dr. Denis Miguel Roston – Presidente e Orientador
Feagri/Unicamp



Prof. Dr. Ronaldo Stefanutti - Membro Titular
UFC



Profa. Dra. Monica Sarolli Silva de Mendonça Costa - Membro Titular
Unioeste



Prof. Dr. José Teixeira Filho - Membro Titular
Feagri/Unicamp



Prof. Dr. José Euclides Stipp Paterniani - Membro Titular
Feagri/Unicamp

AGRADECIMENTOS

À Deus que me acompanha e me ilumina em minhas lutas e decisões. Também, pelas sempre boas oportunidades que põe em minha vida e pessoas tão importantes.

Ao Prof. Denis pela orientação, oportunidade e amizade.

Aos membros da banca que me surpreenderam com tamanha atenção, entusiasmo na correção e carinho com meu trabalho.

Ao Prof. Paterniani que desde o início do Doutorado não mediu esforços em me ajudar, mesmo nos momentos difíceis, se tornando um grande amigo para mim.

Aos meus pais pelo apoio e entendimento desta etapa pela qual passamos juntos. Voltar para casa foi também um grande aprendizado. Não podia ter feito melhor escolha!

À minha querida irmã Karla e meu cunhado Marcelo pela companhia, amizade, estando juntos em todos os momentos importantes.

Ao Diogo que foi um presente durante o Doutorado e, com sua amizade e carinho, me apóia e me conforta todos os dias. Adoro-te.

Há pessoas que estão sempre dispostas a ajudar o próximo, Dr. Mukhtar é uma delas e tive a imensa sorte de conhecê-lo. Thank you and Salaams.

À minha amiga e companheira Judoca (Ellen) por toda sua ajuda. Tornamo-nos tão próximas nesta etapa e espero que isso nunca mude.

Às minhas amigas fiéis e companheiras: Celú (Adélia), Camila (Forgs), Kelly, Mari, Mi, Nan, Pati, Re, Renatinha, e Tati.

Àqueles que estiveram presentes nos momentos difíceis. Minha família e amigos.

Neste período conheci pessoas que hoje são parte da minha família. Agradeço o apoio, a torcida e o carinho que sempre fui recebida em Portugal.

Ao Julio da Embrapa pela sua confiança em meu trabalho e por toda sua ajuda.

Aos amigos da Feagri, companheiros de salinha e aos funcionários: Adriana, Camila, Conan, Daniele, Gabi, Mariana, Monalisa e Samuca; Giovani, Túlio; Alexandre, Gisleide, Marta, Rosângela, Sidnei e tantos outros.

Aos amigos que fiz durante estes quatro anos; Fábio & Fabíola, Carmo e todos os Aggies da Texas A&M.

“Ser capitã desse mundo,
poder rodar sem fronteiras,
viver um ano em segundos e
não achar sonhos besteira...”

(M. Gadu)

Foram quatro anos de muitas experiências que me fizeram crescer e conhecer novos sentimentos. Obrigada a todos que foram parte disso, Karol.

SUMÁRIO

RESUMO	xi
ABSTRACT	xii
1. INTRODUÇÃO.....	1
2. OBJETIVOS.....	3
3. HIPÓTESE	4
4. ESTRUTURA DA TESE	5
5. REVISÃO DE LITERATURA	6
5.1.Avicultura de corte brasileira e energia elétrica.....	6
5.2.Produção de cama de frango.....	8
5.3.Biodigestão anaeróbia.....	10
5.4.Demanda de água para a biodigestão anaeróbia.....	16
5.5.Tratamento do efluente de biodigestores.....	18
5.6.Peneiramento	19
5.7.Decantação.....	19
5.8.Leitos cultivados.....	20
6. MATERIAL E MÉTODOS.....	23
6.1.ENSAIO A.....	23
6.1.1.Descrição do local da realização dos experimentos	23
6.1.2.Definição e dinâmica do estudo.....	23
6.1.3.Processo de biodigestão anaeróbia	25
6.1.4.Elaboração do sistema de tratamento do efluente dos biodigestores.....	27
6.1.5.Análises Laboratoriais	28
6.1.5.1.Teores de sólidos	28
6.1.5.2.Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH ₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH	28
6.1.5.3.Coliformes totais e <i>E. coli</i>	28
6.1.5.4.Delineamento e análise estatística	29
6.2.ENSAIO B.....	30
6.2.1.Descrição do local da realização dos experimentos	30

6.2.2.Definição e dinâmica do estudo.....	31
6.2.3.Processo de biodigestão anaeróbia	32
6.2.4.Determinação da produção e potencial de biogás	33
6.2.5.Sistema de tratamento do efluente dos biodigestores.....	34
6.2.6.Análises Laboratoriais	34
6.2.6.1. Teores de sólidos	34
6.2.6.2. Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH ₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH.....	34
6.2.6.3. Delineamento e análise estatística	34
7. RESULTADOS E DISCUSSÃO	36
7.1.ENSAIO A.....	36
7.1.1.Teores de sólidos totais e voláteis	36
7.1.2.Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH ₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH	39
7.1.3.Coliformes totais e <i>E. coli</i>	42
7.2.ENSAIO B.....	44
7.2.1.Teores de sólidos totais e voláteis	44
7.2.2.Concentração de nitrogênio total kjedahl (NTK), amônia (NH ₃), demanda química de oxigenio (DQO) e pH	47
7.2.3.Distribuição da produção de biogás.....	51
7.2.4.Potenciais de produção de biogás.....	55
8. CONSIDERAÇÕES FINAIS	58
9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	59

LISTA DE FIGURAS

Figura 01 – Processo de decomposição da matéria-orgânica durante a biodigestão anaeróbia	11
Figura 02 - Sequência metabólica e grupos microbianos da biodigestão anaeróbia (adaptado de METCALF & EDDY, 2003; FORESTI et al., 1999; Rivera-Ramirez et al. citado por IAMAMOTO, 1999)	12
Figura 03 - <i>Pistia stratiotes</i>	24
Figura 04 – Diagrama das etapas do experimento	24
Figura 05 - Materiais utilizados na confecção dos biodigestores	24
Figura 06 - Biodigestor com gasômetro individual	25
Figura 07 - Decantador conectado ao leito cultivado.....	26
Figura 08 – Biodigestor construído com PVC	26
Figura 09 - Leitos cultivados com <i>Pistia stratiotes</i>	27
Figura 10 - Etapas do tratamento T ₁	31
Figura 11 - Etapas do tratamento T ₂	31
Figura 12 – Etapas do tratamento T ₃	31
Figura 13 – Teores de amônia (NH ₃) e pH para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia; (AB, EB, D e LC).....	42
Figura 14 - Comportamento da DQO durante as etapas do tratamento da cama de frango (AB, EB, D, LC) em três tratamentos diferentes substratos.....	51
Figura 15 – Distribuição média diária de produção de biogás para biodigestores abastecidos com cama de frango, inoculo e água (T ₁).....	52
Figura 16 - Porcentagem acumulada do biogás produzido em biodigestores abastecidos com cama de frango, inóculo e água (T ₁).....	52
Figura 17 - Distribuição média diária de produção de biogás para biodigestores abastecidos com cama de frango e efluente tratado em leitos cultivados (T ₂).....	53
Figura 18 - Porcentagem acumulada do biogás produzido em biodigestores abastecidos com cama de frango e efluente tratado em leitos cultivados (T ₂).....	53
Figura 19 – Distribuição média diária de produção de biogás para biodigestores abastecidos com cama de frango e efluente sem tratamento (T ₃).....	54
Figura 20 - Porcentagem acumulada do biogás produzido em biodigestores abastecidos com cama de frango e efluente sem tratamento (T ₃).....	54

LISTA DE TABELAS

Tabela 01 - Teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em porcentagem (%) e em massa (Kg) para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia; abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos à decantação (D) e leitos cultivados (LC), assim como a redução em cada etapa do tratamento.....	37
Tabela 02 – Teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH ₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia; abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos à decantação (D) e leitos cultivados (LC), assim como a redução em cada etapa do tratamento.....	40
Tabela 03 - Números mais prováveis (por grama de material) de coliformes totais e <i>E. coli</i> durante o abastecimento (AB) e desabastecimento (EB) de biodigestores, separação física com peneiras e decantador (D) e tratamento em leitos cultivados (LC).....	43
Tabela 04 - Teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em porcentagem (%) e em massa (Kg) para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia em três tratamentos (T ₁ , T ₂ e T ₃); abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos ao decantador (D) e leitos cultivados (LC), assim como do produto final gerado em cada tratamento.....	45
Tabela 05 – Redução dos teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em porcentagem (%), comparando cada etapa do experimento para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia em três tratamentos (T ₁ , T ₂ e T ₃); abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos ao decantador (D) e leitos cultivados (LC).....	46
Tabela 06 - Teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH ₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia; abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos ao decantador (D) e leitos cultivados (LC).....	48
Tabela 07 - Redução dos teores de nitrogênio total Kjeldahl (NYK) e amônia (NH ₃) em porcentagem (%), comparando cada etapa do experimento para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia em três tratamentos (T ₁ , T ₂ e T ₃); abastecimento (AB),	

desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos ao decantador (D) e leitos cultivados (LC).....49

Tabela 08 - Produções (m^3) e porcentagem acumulada de biogás produzidos em cada semana da biodigestão anaeróbia de cama de frango utilizando água (T_1), efluente tratado de biodigestores (T_2) e efluente não tratado (T_3) na diluição.....55

Tabela 9 - Potenciais médios de produção de biogás, para substratos preparados com cama de frango, diluída em água (T_1), ou em efluente de biodigestores tratados em leitos cultivados (T_2), ou em efluente de biodigestores sem tratamento (T_3).....55

TRATAMENTO E REUSO DO EFLUENTE DE BIODIGESTORES NO PROCESSO DE BIODIGESTÃO ANAERÓBIA DA CAMA DE FRANGO

RESUMO

O processo de biodigestão anaeróbia contribui como um método de tratamento da cama de frango e de geração de energia. Porém, sua aplicabilidade pode ocasionar certo contra-senso, devido à necessidade de diluição para proporcionar um ambiente apropriado aos microrganismos atuantes no processo anaeróbio. Esta diluição aumenta o seu volume e a dificuldade de disposição final do efluente. Desta forma, teve-se como objetivo neste trabalho contribuir para a sustentabilidade do processo de biodigestão anaeróbia de cama de frango, avaliando a viabilidade e a influência do tratamento e uso dos efluentes de biodigestores em substituição da água no preparo de novos substratos para o mesmo processo. A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas, sendo separada em dois ensaios, dos quais o ensaio *A* contou com a avaliação físico-química e microbiológica de cada etapa de tratamento, abastecimento (AB), desabastecimento dos biodigestores (EB), separação física com peneiras e decantador (D) e tratamento em leitos cultivados com *Pistia stratiotes* (LC). Houve redução de 5,56% (AB x EB), 32,66% (AB x D) e 74,94% (AB x LC) de ST e aumento de NH_3 de 132,00% (AB x EB), 168,00% (AB x D) e 9,50% (AB x LC). Observaram-se reduções de coliformes totais e *E. coli* em todas as etapas de tratamento, porém não houve eliminação dos mesmos. No ensaio *B* foram preparados três tratamentos, sendo eles T_1 , composto por cama de frango, água limpa e inóculo. T_2 composto por cama de frango e efluente tratado do ensaio *A* e T_3 composto por cama de frango e efluente não tratado do ensaio *A*. Foram realizadas avaliações físico-químicas de cada etapa do tratamento além do acompanhamento da produção de biogás. A produção de biogás foi distinta entre os tratamentos, sendo que a produção acumulada durante os 50 dias de biodigestão para o T_1 foi de $0,073\text{m}^3$, T_2 de $0,175\text{m}^3$ e T_3 de $0,101\text{m}^3$. Os potenciais de produção de biogás por kg de cama de frango foram de $0,067\text{m}^3$ (T_1), $0,168\text{m}^3$ (T_2) e $0,097\text{m}^3$ (T_3).

PALAVRAS-CHAVE: Avicultura de corte, leitos cultivados, dejetos, saneamento

TREATMENT AND REUSE OF EFFLUENT OF DIGESTERS IN THE ANAEROBIC DIGESTION PROCESS OF POULTRY LITTER

ABSTRACT

The anaerobic digestion process contributes as a method of treating poultry litter and energy generation. However, its applicability may cause some counter-intuitive, requiring for dilution to provide a suitable environment for microorganisms active in the anaerobic process. This dilution increases volume and difficulty of disposal of effluent. Thus, the objective of this study is contribute to the sustainability of the process of anaerobic digestion of poultry litter, assessing the feasibility and the influence of effluent treatment and use of biogas digesters in place of water in the preparation of new substrates for the same process. The research was conducted at the Laboratory of Sanitation, Faculty of Agricultural Engineering, UNICAMP, in two separate steps; step *A* had the physico-chemical and microbiological analysis of each stage of treatment, supply (AB) and effluent of the digesters (EB), physical separation with sieves and sedimentation (D) and treatment in constructed wetlands with *Pistia stratiotes* (CL). There was reduction of 5.56% (AB x EB), 32.66% (AB x D) and 74.94% (AB x CL) of TS and increase of 132.00% of NH₃ (AB x EB), 168.00% (AB x D) and 9.50% (AB x CL). Reductions were observed for total coliform and *E. coli* in all stages of treatment but not elimination. Step *B* were prepared three different treatments; T₁ composed of chicken litter, clean water and inoculum. T₂ consists of chicken litter and treated effluent from the step *A* and T₃ consists of chicken litter and untreated effluent step *A*. Assessments were made of each physico-chemical treatment step beyond monitoring the production of biogas. The biogas production was differed among treatments, while cumulative production during the 50 days of digestion for the T₁ was 0.073 m³, 0.175 m³ of T₂ and T₃ of 0.101 m³. The potential production of biogas per kg of chicken manure were 0.067 m³ (T₁) 0.168 m³ (T₂) and 0.097 m³ (T₃).

KEYWORDS : Poultry production, wetlands, waste, sanitation

1. INTRODUÇÃO

Com as tendências de concentração e de regionalização das produções animais, a geração de dejetos também se tornou concentrada e o interesse em tratar adequadamente o produto final tornou-se indispensável. Sabe-se, entretanto, que existem opções de tratamento que geram subprodutos valiosos do ponto de vista energético, como é o caso da biodigestão anaeróbia.

Aliar a geração de energia ao manejo e tratamento dos dejetos, além de ser uma ação com resultados econômicos positivos, torna-se também, um mecanismo sustentável que favorece toda cadeia produtiva envolvida. Deste modo, a produção animal e suas tecnologias têm como novo desafio a preservação do meio ambiente, seja utilizando métodos de tratamentos que minimizem os impactos ambientais e gerem subprodutos, seja elevando a eficiência dos tratamentos já existentes.

O processo de biodigestão anaeróbia pode contribuir como um método de tratamento dos dejetos e de geração de energia. Porém, sua aplicabilidade pode ocasionar certo contrasenso, em determinadas produções animais, como é o caso da avicultura de corte.

Os dejetos da avicultura de corte são constituídos pela cama de frango que, para ser utilizada na biodigestão anaeróbia, deve ser diluída em água proporcionando um ambiente apropriado aos microrganismos atuantes no processo. Esta diluição aumenta o seu volume e a dificuldade de disposição final, uma vez que as produções avícolas estão cada vez mais distantes das produções agrícolas que poderiam receber o efluente. Tal prática vem freando o emprego de biodigestores na avicultura de corte.

O uso nobre da água é valor intrínseco em qualquer que seja o setor produtivo atual. Desta forma, o seu uso na biodigestão anaeróbia de cama de frango é um obstáculo importante para o emprego deste tipo de tratamento.

Por outro lado, a avicultura é uma exploração animal de grande dependência e consumo de energia em seu sistema, representando um dos maiores itens dos custos produtivos. Com a zootecnia de precisão, a avicultura de corte detém um dos maiores avanços tecnológicos do setor agropecuário, utilizando cada vez mais energia elétrica em seu processo produtivo, principalmente na melhoria da eficiência dos programas de iluminação e aquecimento de pintinhos.

Desta forma, um caminho sem volta se desenha. O uso de biodigestores para produção de energia em granjas de avicultura de corte é uma realidade que deve ter as suas vantagens maximizadas e os seus entraves superados, para que o meio ambiente e a produção animal sejam compatíveis.

A definição de uma linha de planejamento e conduta para administração da questão de convivência harmônica, entre os avanços de produção de carne na avicultura, o qual deve ser produtivo e rentável, e a necessidade de preservação ambiental, que é determinação social e mercadológica, depende, em primeira análise, de uma identificação dos elementos e das ações que se envolvem nessa questão. Ou seja, a viabilidade da substituição da água de diluição da cama de frango, a remediação do aumento de volume da cama de frango com a diluição e o potencial de produção de energia da cama de frango quando realizada a biodigestão substituindo o uso da água pelo próprio efluente do biodigestor, seja ele tratado ou não, devem ser avaliados e melhorados por meio de pesquisas científicas que promovam soluções ambiental e economicamente viáveis.

2. OBJETIVOS

- **OBJETIVO GERAL**

Contribuir para a sustentabilidade do processo de biodigestão anaeróbia de cama de frango, avaliando a viabilidade e a influência do tratamento e uso dos efluentes de biodigestores em substituição de água no preparo de novos substratos.

- **OBJETIVOS ESPECÍFICOS**

- Avaliar o desempenho do processo de biodigestão anaeróbia de cama de frango, tanto no potencial de produção de biogás quanto no tratamento desses resíduos;
- Avaliar o uso de leitos cultivados como tratamento de efluente de biodigestores;
- Testar e analisar a possibilidade de uso do efluente, como substituto na diluição de cama de frango para abastecimento de biodigestores;
- Comparar o desempenho do processo de biodigestão anaeróbia da cama de frango diluída em; água, efluentes de biodigestores tratados com leitos cultivados ou efluentes de biodigestores sem tratamento.

3. HIPÓTESE

A reutilização do efluente tratado em leitos cultivados e do não tratado originados da biodigestão anaeróbia da cama de frango no próprio processo de biodigestão anaeróbia com a finalidade de reduzir a quantidade de água para diluição do substrato é viável sob os pontos de vista sanitário e energético.

4. ESTRUTURA DA TESE

O desenvolvimento da Tese foi embasado em revisão de literatura sobre a produção de cama de frango na avicultura de corte, o processo de biodigestão anaeróbia, a utilização da água no processo, a qualidade do efluente do processo e a possibilidade de tratamento e de reuso no próprio sistema. Desta forma, dividiu-se o trabalho nas seguintes fases:

- Construção dos biodigestores;
- Construção do sistema de separação física do efluente dos biodigestores:
 - Peneira
 - Decantador
- Construção do sistema de tratamento posterior do efluente:
 - Leitos cultivados
- Ensaio *A* de biodigestão anaeróbia de cama de frango, água limpa e inóculo,

sendo quatro etapas:

AB: abastecimento dos biodigestores

EB: desabastecimento dos biodigestores

D: separação física do efluente (peneira e decantador)

LC: tratamento posterior em leitos cultivados;

- Ensaio *B* de biodigestão anaeróbia com três tratamentos:

T₁: cama de frango, água limpa e inóculo (tratamento controle)

T₂: cama de frango e efluente tratado (LC) do Ensaio *A*

T₃: cama de frango e efluente não tratado (D) do Ensaio *A*

- Avaliação físico-química dos substratos (AB), efluentes dos biodigestores (EB), efluente decantado (D) e efluente tratado em leitos cultivados (LC);
- Avaliação da produção de biogás durante os tratamentos.

5. REVISÃO DE LITERATURA

5.1. Avicultura de corte brasileira e energia elétrica

A evolução da domesticação de aves para fins de produção teve início na Índia de onde foram levadas para China e Egito por volta de 1400 a.C. (GILLESPIE & FLANDERS, 2009). Entretanto apenas no século XX tornou-se um sistema comercial e intensificado de produção.

Atualmente, com o progresso no desempenho da avicultura de corte, o Brasil é o segundo maior produtor de carne de frango do mundo representando, junto com os EUA, 75% do mercado mundial de produtos de frango (UBABEF, 2011) com produção média de 12,23 mil toneladas/ ano (UBABEF, 2011). A precocidade, a alta taxa de crescimento e a capacidade de produzir maior quantidade de carne por unidade de área proporcionam à avicultura alternativa viável no sentido de aumentar o rendimento produtivo e econômico do plantel (BORGES, 2002).

A avicultura de corte é uma atividade de ciclo produtivo rápido, cerca de 55 dias, que inclui o período de criação das aves, que é de 42 dias ou até atingirem pesos entre 2200 g e 2300 g, e de limpeza e desinfecção dos galpões, que varia entre dez a quinze dias após a retirada do primeiro lote e antes do alojamento do próximo (UBA, 2007).

O tamanho das empresas avícolas vai desde criações familiares de pequeno porte a grandes operações comerciais denominadas avicultura industrial e a maioria das produções de frango de corte no Brasil é realizada em grandes sistemas produtivos. Independentemente do tamanho da empresa, há alguns fatores importantes para um bom desempenho avícola. Nutrição adequada, boa gestão e saneamento são bons exemplos desses fatores que envolvem estratégias de manejo tais como controle de temperatura, programas de luz, ventilação e manejo de cama de frango (GILLESPIE & FLANDERS, 2009).

O controle de temperatura do galpão, bem como os programas de luz, torna-se importante em algumas regiões durante a época de verão e a partir dos 30 a 35 dias de idade das aves (HELLMEISTER FILHO, 2002). Com o aumento gradativo da temperatura no interior do galpão, os sintomas de estresse calórico vão se exacerbando e os métodos para

atenuar o problema devem ser rotineiros e emergenciais, como a instalação de ventiladores, nebulizadores, luz suplementar, aspersão de água sobre o telhado entre outros.

Tais intervenções fundamentam-se no uso intensivo de energia e a automação dos seus processos produtivos é um dos fatores que mais contribui para o aumento do consumo de energia elétrica (GEWELAR, 2003), que está intimamente ligada aos custos de produção e cada vez mais se torna necessária sua racionalização frente às questões econômicas e ambientais (BNDES, 2007). Neste contexto, a energia é um dos componentes mais importantes do custo final de produção da avicultura, que em pequenas oscilações nos seus custos, podem reduzir a sua viabilidade econômica.

A acelerada tecnificação na agropecuária, refletida no crescente consumo de energia pelo setor, chega ao gargalo da conservação e racionalização de energia (SANTOS, 2001), de forma a buscar alternativas energéticas, bem como reduzir o seu consumo.

Não obstante, a crescente preocupação com as possíveis consequências das mudanças climáticas e as evidências de sua relação com o uso de combustíveis fósseis (IPCC, 2007) reforçam o interesse da cadeia envolvida na produção de frangos, em viabilizar o uso de fontes de energias renováveis em suas propriedades.

No que diz respeito à avicultura, a utilização e a geração de energia têm sido objetivos de diversas pesquisas desenvolvendo levantamentos e caracterização de consumo (TURCO *et al.*, 2002; SANTOS, 2001; MENDES *et al.*, 2009; FERREIRA & TURCO, 2000) e desenvolvimento de tecnologias geradoras de energia (GALBIATTI *et al.*, 2010; NARDIN *et al.*, 2010; COSTA, 2009; FUKAYAMA, 2008; LINDEMEYER, 2008).

Se por um lado a avicultura é caracterizada por ser uma atividade de alto consumo de energia, por outro, esta atividade também tem a característica de produzir resíduos com considerável potencial energético (SANTOS, 2001).

Desta forma, a biodigestão anaeróbia de cama de frango aparece como alternativa de aproveitamento da energia da biomassa, o biogás, desenvolvida principalmente com o objetivo de tratar o resíduo e prevenir a poluição ambiental (IEA, 2005; ZANETTE, 2009), instaurando um modelo energético que atenda as premissas da sustentabilidade (LINDEMEYER, 2008).

5.2. Produção de cama de frango

Com relação aos resíduos produzidos pelas granjas de avicultura de corte, a cama de frango é o principal deles. Distribuída sobre o piso dos galpões de criação para servir de leito às aves (PAGANINI, 2004), a cama de frango é uma camada de material palhoso vegetal espalhada no piso destinada à absorção de umidade (proveniente das fezes, água de bebedouros mal regulados e/ou vazamentos no sistema hidráulico), conter os restos de ração e restos orgânicos (penas), proporcionando um ambiente sanitariamente seguro ao plantel, evitando o contato direto da ave com o piso e contribuindo para redução das oscilações de temperatura no galpão (PALHARES, 2004).

O material utilizado deve ter características que envolvem a capacidade de absorção de água, ser composto de partículas médias e homogêneas, ser macia, estar livre de contaminação por agentes patogênicos. Ser atóxica e apresentar boa disponibilidade na região.

Vários materiais podem ser utilizados como matéria-prima para a cama de frango como, por exemplo, a maravalha, casca de amendoim, casca de arroz, casca de café, capim seco, sabugo de milho picado, dentre outros (GRIMES, 2004). Entretanto, os mais comumente utilizados são; a casca de arroz, que tem boa absorção de umidade, porém com presença de pontas que podem perfurar o trato digestivo de pintos e restos de arroz que podem oxidar e provocar diarreia; e a maravalha de pinus, tendo grande disponibilidade no país, apesar do elevado custo, também apresenta pouca pulverulência e boa absorção de umidade.

As dejeções são eliminadas e permanecem sobre a cama durante todo o ciclo de criação e por determinados ciclos. A produção da cama de frango está diretamente relacionada ao crescimento do setor. Com números elevados de aves confinadas em pequenas áreas o reaproveitamento da cama se tornou prática comum entre os granjeiros e quase que indispensável para a manutenção do baixo custo com os materiais que a constituem.

A quantidade produzida de cama por ave depende de vários fatores que envolvem a produção como um todo, desde o manejo nutricional, ambiente interno dos galpões, idade dos frangos, mortalidade e instalação. A produção de cama por frango durante um ciclo produtivo pode ser estimada em 1,796 kg (SORDI *et al.*, 2002) a 2,190 kg (FUKAYAMA, 2008). Fukayama (2008) relacionando a produção de cama de frango por ave com o plantel atual brasileiro, estimou uma capacidade de produção de 11,27 milhões de toneladas (MN).

A caracterização da cama é influenciada pelos mesmos fatores que interferem nas no processo produtivo e anteriormente citados, inclusive pelo número de reutilizações. Segundo Oliveira *et al.* (2003) a alta densidade de frangos num galpão de produção pode ocasionar estresse calórico, aumentando o consumo de água e, conseqüentemente, a deposição de excretas mais úmidas.

O tratamento da cama é imprescindível, seja qual for o seu destino, e deve ser considerado ação intrínseca à produção de frangos, devendo o investimento em tecnologia de tratamento (BELUSSO, 2010) e custo deste tratamento, ser inserido no custo de produção da atividade, a fim de proporcionar sustentabilidade a esta cadeia produtiva (PALHARES, 2004).

Além disso, a produção intensiva de animais é uma importante fonte de emissão de gases associados de forma diversa com o aquecimento global, a diminuição da camada de ozônio e a chuva ácida (MIRANDA, 2009).

Historicamente, a cama de frango é utilizada como um fertilizante orgânico em áreas de agricultura, com o objetivo de disponibilizar às plantas e solo, através de uma decomposição natural, os vários nutrientes presentes (NARDIN *et al.*, 2010). Esta prática tradicional é extremamente simples e largamente usada. Segundo Bonazzi (2004), os nutrientes encontrados na cama de frango podem representar até 75% do fertilizante total demandado.

Apesar de rica em nutrientes orgânicos (NARDIN *et al.*, 2010; SEVERINO *et al.*, 2006; AUGUSTO, 2005; KONZEN, 2003; KIEHL, 1985), grande parte deles não se apresenta na forma mineral, a qual é assimilada pelas plantas, ou seja, estes nutrientes não estão prontamente disponíveis quando da aplicação da cama de frango *in natura* no solo.

Dos nutrientes presentes na cama de frango, o nitrogênio (N) é o de maior mobilidade em sua forma química (MUÑOZ *et al.*, 2004). Esta instabilidade é caracterizada pela facilidade do N presente na cama de frango em transformar-se em amônia (NH₃), podendo chegar a 25% a perda de nitrogênio por volatilização de NH₃ para a atmosfera (DELAUNE *et al.*, 2004).

A concentração de amônia é um importante dado quando se considera a disposição final do resíduo, seja ele sólido ou líquido. Esta pode apresentar-se na forma de gás (NH₃) ou como íon (NH₄⁺), o qual é hidrossolúvel (KELLEHER *et al.*, 2002).

Portanto, a sua disposição inadequada no meio ambiente pode causar poluição ambiental e o seu poder de poluição é determinado pelo acúmulo de resíduos dispostos num determinado local, bem como o número de contaminantes que possuem, cuja ação individual

ou combinada representa uma fonte potencial de contaminação do ar, dos recursos hídricos e do solo (GOMES FILHO, 1999). Podem também levar à proliferação de microrganismos e macrovetores que estão associados à transmissão de inúmeras doenças aos homens e animais (STEIL, 2002).

Por muitos anos, persistiu a crença de que o solo seria um filtro com capacidade quase ilimitada de absorver e depurar os resíduos nele adicionados (AUGUSTO, 2007). O dogma foi tão arraigado que, antes do seu abrandamento, muitos dados tiveram que ser acumulados, ainda que houvesse evidências desde o início da década de 70, sobre a contaminação das águas subsuperficiais pela aplicação de dejetos de animais (SEGANFREDO, 2000). Reforçando a afirmação, Kiehl (1985) diz que o dejetos de animais é a matéria-prima que se tornará, por transformações, num fertilizante orgânico e como matéria-prima, não possui, ainda, o poder de melhorar certas propriedades físico-químicas do solo, condições apenas encontradas na matéria orgânica humificada.

Nesta contextualização, depreende-se que devido à quantidade e características da cama de frango aliadas ao elevado consumo de energia para sua criação dentro dos galpões, o tratamento da cama de frango é imprescindível e a biodigestão anaeróbia torna-se uma opção adequada e indicada para o seu tratamento (DEMIRCI & DEMIRER, 2004).

Diversas pesquisas têm demonstrado o potencial energético da cama de frango e a sua viabilidade econômica (GANGAGNI RAO *et al.*, 2011; DUBROVSKIS *et al.*, 2008; GANGAGNI RAO *et al.*, 2008). Segundo Augusto & Roston (2008) a avicultura de corte brasileira pode gerar, por ano, cerca de 11.387 GWh de energia elétrica, o que reafirma a razão para maior atenção às pesquisas voltadas a este tema.

5.3. Biodigestão anaeróbia

A digestão anaeróbia é um processo natural que ocorre na matéria orgânica na ausência de oxigênio molecular (STEIL, 2001), quando um consórcio de diferentes tipos de microrganismos interage para promover a transformação de compostos orgânicos complexos em produtos mais simples, resultando, principalmente, nos gases metano (CH₄) e dióxido de carbono (CO₂) (GANGAGNI RAO *et al.*, 2011; KELLEHER, 2002; FORESTI *et al.*, 1999; NOVAES, 1986; MOSEY, 1983; TOERIEN *et al.*, 1969) (Figura 01).

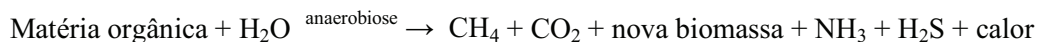


Figura 01 – Processo de decomposição da matéria-orgânica durante a biodigestão anaeróbia

Essa mistura de gases é denominada de biogás e pode ser coletada e usada como energia em substituição aos combustíveis fósseis, diminuindo o impacto ambiental causado tanto pela utilização dos combustíveis fósseis quanto pela emissão do CH₄ e CO₂ na atmosfera.

A biodigestão anaeróbia pode ser usada no tratamento de resíduos sólidos ou líquidos, promovendo a redução do poder poluente dos dejetos, tendo como subproduto, além do biogás, o efluente líquido com potencial fertilizante para aplicações práticas na propriedade rural (TOLEDO, 1996).

A transformação das macromoléculas orgânicas complexas dos dejetos de animais em CH₄ e CO₂ ocorre por várias reações sequenciais e requer a mediação de diversos grupos de microrganismos (STEIL, 2001), os quais desenvolvem metabolismos coordenados e independentes, e contribuem para a estabilidade do sistema (CEZAR, 2001). Estes, encontram como alimento os sólidos voláteis dos dejetos. Tal processo desenvolve-se em quatro estágios principais: hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese, sendo que para cada estágio estão envolvidas diferentes populações microbianas (STEIL, 2001).

Na primeira etapa, a matéria orgânica particulada é transformada em açúcares, aminoácidos e peptídeos por enzimas excretadas por bactérias fermentativas através da hidrólise de polímeros, degradação de proteínas a aminoácidos, de carboidratos a açúcares solúveis e de lipídeos a ácidos graxos de cadeia longa e glicerina (METCALF & EDDY, 2003; VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994; DURAND *et al.*, 1988).

Na segunda etapa, a acidogênese, os compostos dissolvidos gerados na hidrólise são absorvidos nas células das bactérias fermentativas e excretados como substâncias orgânicas simples (ácidos graxos voláteis, álcoois, ácido láctico e compostos minerais como CO₂, H₂, NH₃, H₂S, etc.). Os substratos orgânicos servem tanto como doadores quanto como receptores de elétrons. As bactérias envolvidas na acidogênese são importantes na remoção de oxigênio dissolvido, presente no material em fermentação (VAN HAANDEL & LETTINGA, 1994).

A seguir inicia-se a acetogênese, quando ocorre a conversão dos produtos da acidogênese em substratos para a produção de dióxido de carbono, hidrogênio e acetato (HOBSON *et al.*, 1984). Também nesta etapa ocorre a formação do ácido acético e propiônico, sendo gerada grande quantidade de hidrogênio, contribuindo para diminuição no valor do pH do meio (CHERNICHARO, 1997). Na Figura 02 estão apresentadas as etapas do processo de biodigestão anaeróbia.

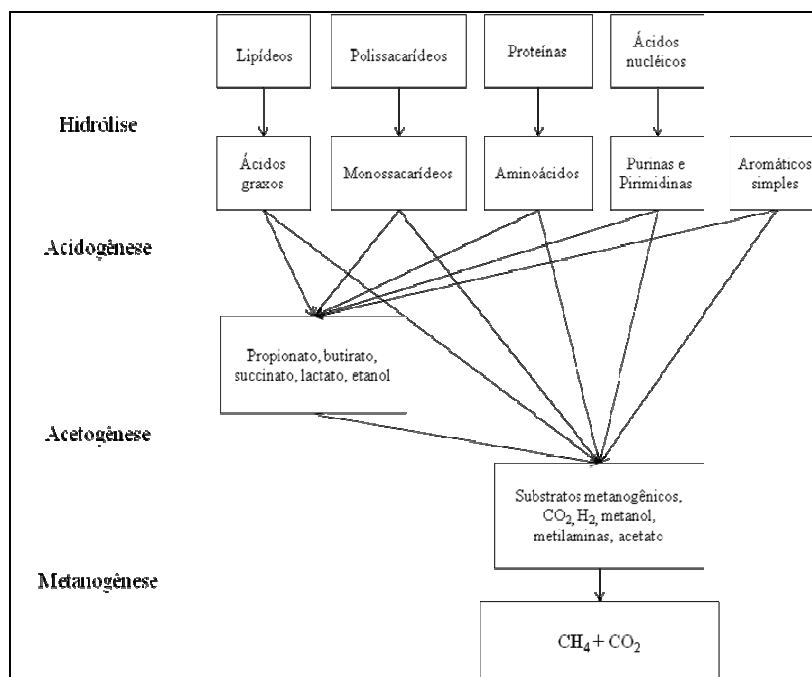


Figura 02 - Sequência metabólica e grupos microbianos da biodigestão anaeróbia (adaptado de METCALF & EDDY, 2003; FORESTI *et al.*, 1999; Rivera-Ramirez *et al.* citado por IAMAMOTO, 1999)

Os produtos finais da fermentação são, portanto, os precursores para a formação de metano na metanogênese. A energia livre associada a conversão de propionato e butirato a acetato e hidrogênio, requer que o hidrogênio esteja presente em baixas concentrações no sistema ou a reação não ocorrerá (METCALF & EDDY, 2003).

No último estágio da biodigestão anaeróbia, a metanogênese, ocorre a formação de metano a partir da redução de ácido acético e hidrogênio pelas bactérias metanogênicas. De acordo com STAMS (1994) as bactérias metanogênicas dividem-se em decorrência da

afinidade entre o substrato e a produção de metano em: metanogênicas acetoclásticas, aquelas utilizadoras de acetato; e metanogênicas hidrogenotróficas, utilizadoras de hidrogênio.

Além dos processos fermentativos que levam à produção de biogás, podem se desenvolver outros processos na presença dos oxidantes nitrato e sulfato. A redução do nitrato é pouco significativa, pois seu teor é baixo, porém a redução do sulfato, em geral, é considerada um processo indesejável, uma vez que o material orgânico oxidado deixa de ser transformado em metano e gera o gás sulfídrico, que é corrosivo e possui odor desagradável, além de ser tóxico para a metanogênese (FORESTI *et al.*, 1999).

Existe uma série de fatores que interferem no processo de biodigestão anaeróbia, sendo a temperatura, disponibilidade de nutrientes e tempo de retenção hidráulica os principais deles.

A temperatura é um fator de extrema importância na biodigestão anaeróbia, uma vez que influencia na velocidade do metabolismo bacteriano, no equilíbrio iônico e na solubilidade dos substratos (FORESTI *et al.*, 1999). Jamila (1990) citado por Primiano (2002), trabalhando com biodigestão anaeróbia de dejetos de aves em temperaturas entre 20 a 40°C conseguiu uma produção de 0,2 a 0,4m³ de biogás por kg de sólidos voláteis (SV).

A disponibilidade de certos nutrientes é essencial para o crescimento e atividade microbiana. O carbono, nitrogênio e fósforo são essenciais para todos os processos biológicos. A quantidade de N e P necessária para a degradação da matéria orgânica presente depende da eficiência dos microrganismos em obter energia para a síntese, a partir de reações bioquímicas de oxidação do substrato orgânico (FORESTI *et al.*, 1999).

Com relação ao pH, o processo anaeróbio se torna mais eficiente entre as médias de 6,8 a 8,5 (BRUKE, 2001; YADVIKA *et al.*, 2004) e qualquer variação pode acarretar em decréscimo de atividade bacteriana (SINGH *et al.*, 2010).

A concentração de amônia também interfere no processo. Apesar de diversos microrganismos atuantes na digestão anaeróbia utilizarem a amônia (íon) simultâneo ao processo, em excesso, pode inibir a degradação da matéria orgânica, a produção de ácidos voláteis e a metanogênese (KRYLOVA *et al.*, 1997 citado por KELLEHER e *tal.*, 2002). A mitigação da perda de amônia é essencial a qualquer tratamento da cama de frango.

O tempo de detenção hidráulica (TDH) está relacionado com o teor de sólidos totais (ST) do substrato e se refere ao tempo em que uma carga de material a ser degradado permanece dentro do biodigestor. Yadvika *et al.* (2004) afirmam que o processo de

fermentação ocorre entre 30 a 50 dias de detenção hidráulica, para uma eficiente produção de biogás.

A estimativa da produção de biogás é feita com base na diluição dos dejetos (OLIVEIRA, 2005). O grau de diluição pode ser determinado pelo teor de ST presentes sendo que os SV, que são substratos de bactérias metanogênicas e responsáveis diretos pela produção de biogás, representam cerca de 75 a 80% dos ST (SCHERER *et al.*, 1996). Quanto maior for a concentração de SV no abastecimento do biodigestor (kg/m^3), maior será a capacidade do biodigestor na produção de biogás.

Pesquisando teores altos de sólidos totais no processo de biodigestão anaeróbia de cama de frango, Bujoczek (2000) verificaram que a conversão da biomassa em metano foi eficiente com, no máximo, 10% de ST.

Com relação à qualidade do biogás *et al.*, Zanette (2009) descreve que efluentes com elevadas concentrações de matéria orgânica irão produzir uma quantidade maior de metano por volume de líquido tratado. O IPCC (2007) também descreve que em condições padrão, a quantidade de metano produzida por DQO convertida é igual a $0,35 \text{ L CH}_4 / \text{g DQO}$. Desta forma a biodigestão anaeróbia pode apresentar elevada eficiência de conversão de DQO (que é um parâmetro de saneamento) em metano com uma mínima produção de resíduo orgânico final.

Já na década de 80, Magalhães (1980) estudando a produção de biogás para fins de saneamento, definiu alguns indicativos de uma boa digestão anaeróbia, sendo eles: pH entre 7,2 a 8,0; concentrações de CH_4 acima de 65% e de CO_2 abaixo de 30%; temperatura entre 28 e 35°C e; pouca espuma na superfície do substrato.

O processo anaeróbio ocorre dentro de biodigestores que são câmaras fechadas, que proporcionam o ambiente isento de oxigênio e luz, ideal para a ação dos microrganismos atuantes (HENN, 2005; GASPAR, 2003). Neles, a principal finalidade é a estabilização da matéria orgânica e para isso diversos modelos de biodigestores foram desenhados no decorrer dos anos.

Os biodigestores são classificados conforme a frequência do abastecimento, que pode ser contínuo ou intermitente (SINGH *et al.*, 2010; LIEDI *et al.*, 2006; DEMIRCI & DEMIRER, 2004) e a escolha do abastecimento se dá pelo manejo dos dejetos que irão abastecer o sistema.

Sendo a cama de frango um resíduo produzido em intervalos de tempo com disponibilidade descontínua devido ao modo de produção e considerando suas características físicas e químicas, como alto teor de sólidos e maior tamanho das partículas, o tipo de biodigestor ideal é o batelada, por suas características e para uma perfeita digestão anaeróbia sendo manejado em batelada ou sequencialmente (FUKAYAMA, 2008).

Após a conversão da matéria orgânica em biogás, a biomassa fermentada é retirada do biodigestor sob a forma líquida, rica em material orgânico (TRICASE & LOMBARDI, 2009). Uma característica importante do efluente é o teor de nutrientes presentes. A matéria orgânica digerida provoca um aumento percentual de nitrogênio e de outros nutrientes devido à perda de carbono sob a forma de CH_4 e CO_2 .

Estudos (ORRICO JR, 2010; FUKAYAMA, 2008; GELEGENIS *et al.*, 2007; XIAO & TOLLNER, 2003) demonstram o grande potencial de produção de biogás desse material quando submetido à biodigestão anaeróbia. SANTOS & LUCAS JR (1998) trabalhando com cama de aviário observaram potenciais de produção de biogás por kg de sólidos totais (ST) adicionados de 0,21 m^3 a 0,25 m^3 , o que associado à demanda energética de uma produção de frangos de corte demonstra um grande potencial de expansão.

Dos benefícios trazidos com a biodigestão anaeróbia de dejetos de animais ganham destaque a baixa demanda e consumo de energia elétrica e a produção de metano, um gás de elevado teor calorífico. Outra grande vantagem da biodigestão anaeróbia é que o seu efluente tem teor de ST de cinco a dez vezes menor que o do seu afluente (LETTINGA *et al.*, 1997), sendo considerada uma fonte de energia renovável e um processo natural que reduz o odor dos dejetos em até 80% (OLIVEIRA, 2005).

A biodigestão anaeróbia permite o isolamento dos resíduos, possibilitando a redução de moscas, de parasitas patógenos ao homem e aos animais; assim como redução de odores, de sólidos e das demandas químicas e bioquímicas de oxigênio dos resíduos (SINGH *et al.*, 2010; LUCAS JR. e SANTOS 2000; FULHAGE, 1997; TORRES-CASTILLO *et al.*, 1995).

Conforme relatado por Zanette (2009), o aproveitamento do biogás como energia no Brasil ainda é incipiente, com apenas 42 MW de capacidade instalada e 20 MW em construção (ANEEL, 2011).

Neste cenário, o incentivo à implantação de biodigestores passa pela necessidade de subsídios públicos objetivando viabilizar seu emprego, pois os benefícios econômicos com a produção de biogás, frente ao preço atual da energia, devem ser compensadores (ZILLI, 2003).

A grande importância do processo de biodigestão não está somente no fato de se obter energia alternativa a partir de resíduos orgânicos, mas na questão do saneamento rural por meio da redução da carga orgânica poluente, além da obtenção de um efluente apropriado para a fertilização do solo (PALHARES, 2004).

Em particular para a biodigestão da cama de frango, o processo apresenta desvantagens, que devem ser consideradas. A necessidade de utilização de grande quantidade de água para diluição dos dejetos, a dificuldade na disposição final do efluente com o aumento do volume em relação ao volume do dejetos a ser tratado influenciando no armazenamento e transporte do efluente líquido para áreas de aplicação na agricultura, são bons exemplos.

Desta forma, existe a necessidade de adotar-se um tratamento adicional para polimento e redução do poder poluente do efluente dos biodigestores (ÁLVAREZ *et al.*, 2008).

Outras desvantagens relatadas correspondem às condições operacionais, como longo tempo de início de queima do biogás e o potencial de corrosão dos gases produzidos (ZANETTE, 2009). Entretanto, todos estes fatores podem ser contornados utilizando conhecimento e técnicas adequadas ao processo.

A cama de frango é composta grande parte pelo material palhoso de origem vegetal e seco. Estes materiais são, geralmente, ricos em lignocelulose, o que não é associado pelas bactérias anaeróbias do processo, não contribuindo energeticamente à produção de biogás (SINGH *et al.*, 2010). Além disso, o elevado teor de nitrogênio é transformado em amônia durante a biodigestão anaeróbia (50 a 75% do N) (KIRCHMANN & WITTER, 1992).

Diversos autores trabalhando com biodigestão de cama de frango demonstraram o poder tóxico da amônia para o processo anaeróbio (SINGH *et al.*, 2010; CHEN *et al.*, 2008; SUNG & LIU, 2003; KELLEHER *et al.*, 2002).

5.4. Demanda de água para a biodigestão anaeróbia

Sabe-se que a biodigestão é o processo biológico no qual a matéria orgânica é degradada, em condições anaeróbias e na ausência de luz, até a forma de metano (CH₄) e

dióxido de carbono (CO₂) (GANGAGNI RAO *et al.*, 2011; KELLEHER, 2002; FORESTI *et al.*, 1999; NOVAES, 1986; MOSEY, 1983; TOERIEN *et al.*, 1969).

Para fornecer tais condições à biodigestão da matéria orgânica dos dejetos sólidos de animais, é necessário que se faça uma intensa diluição desses dejetos (que são sólidos) alcançando as condições de anaerobiose adequadas. Tal ação requer o uso de água, seja ela proveniente da higienização dos galpões de produção dos animais, como no caso dos suínos, ou destinadas apenas para este fim, como para dejetos de aves. Esta atitude, cada vez mais, limita o uso dos biodigestores no setor avícola devido ao aumento da consciência ambiental no meio rural e na sociedade como um todo, em relação à prioridade do uso nobre da água limpa e de que a diluição dos dejetos aumenta excessivamente o volume final do seu efluente.

Assim, um grande entrave para a utilização da biodigestão no tratamento de dejetos provenientes da avicultura de corte é a quantidade de água necessária para diluição do material e obtenção do meio adequado para o processo. Por conta disso, se faz imediata a necessidade de estudos que visem à reutilização da água no próprio processo de biodigestão anaeróbia da cama de frango.

Silva & Magalhães (2001) também ressaltaram a importância da utilização dos recursos naturais atendendo as taxas permitidas pelo meio, além disso, convém situar as atividades produtoras em áreas e em ecossistemas com alta capacidade de suporte. A utilização do efluente da digestão anaeróbia de dejetos de animais como fertilizantes orgânicos, é uma alternativa para diminuição do custo de disposição, porém necessita de grandes áreas para sua disposição final o que, geralmente estão distantes das unidades produtoras de dejetos.

Como anteriormente apresentado, as produções de animais buscam cada vez mais tecnificar-se e procuram para isso locais que sejam apropriados para a criação de cada espécie, o que muitas vezes não significa local próximo de produções agrícolas que são as utilizadoras de fertilizantes.

Dentro desta contextualização, o uso da biodigestão anaeróbia para o tratamento da cama de frango deve buscar métodos de minimizar a utilização de água bem como a reutilização da fração líquida do efluente.

5.5. Tratamento do efluente de biodigestores

Com o objetivo de reutilizar a fração líquida presente no efluente dos biodigestores, facilitar o armazenamento e transporte do mesmo à sua destinação final na forma de fertilizante sólido ou semi-sólido, muitos estudos vêm sendo desenvolvidos para o tratamento desse efluente (KUNZ *et al.*, 2005).

Uma das principais características da biodigestão anaeróbia é que o seu efluente tem teor de sólidos totais de cinco a dez vezes menor que o do seu afluente, (STEINMETZ, 2007; VANOTTI *et al.*, 2002; LETTINGA *et al.*, 1997). Além disso, a qualidade do efluente não é adequada para utilização na irrigação e necessita de tratamento para remoção de nutrientes e microrganismos patogênicos (VAN HORN *et al.*, 1994). Sem tratamento para remover sólidos e nutrientes, o efluente líquido pode sobrecarregar os solos onde são aplicados com compostos orgânicos voláteis, causando odores excessivos e problemas nos sistemas de irrigação (MUKHTAR *et al.*, 2011).

Assim, o tratamento do efluente de biodigestores é de grande importância como prática de gerenciamento ambiental e econômico na propriedade que dele se utiliza.

A separação dos sólidos a partir de uma fração insolúvel de dejetos de animais ou efluente de seu tratamento vem sendo tão importante quanto o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento (HARRINGTON & MCINNES, 2009). As vantagens da separação dos sólidos podem incluir a redução de volume, a concentração de sólidos para tratamento ou reuso, redução do potencial poluidor do material, quando ainda apresentar riscos ao meio ambiente e facilidade no manejo (MUKHTAR *et al.*, 2011). Para isso existem diversas tecnologias de separação.

Estudos conduzidos com o objetivo de avaliar a separação de fases e o tratamento de efluentes da produção animal (CHASTAIN *et al.*, 2001; JACOBSON *et al.*, 2001; FORD & FLEMING, 2002) demonstram que os teores de sólidos totais podem ser removidos por diferentes sistemas e depende das características do efluente a ser separado e/ou tratado.

5.6. Peneiramento

O desaguamento do efluente dos biodigestores é uma operação física realizada para reduzir o conteúdo de sólido para a redução do volume destinado a tratamentos posteriores, facilidade de manuseio e reutilização da água. O peneiramento é utilizado para separar duas ou mais fases de densidades diferentes, em particular para separar sólidos em suspensão de um meio líquido.

O peneiramento tem o objetivo de separação das fases sólida e líquida, com a finalidade de facilitar o tratamento do efluente. A separação das fases pode minimizar os custos de implantação do tratamento (DIESEL *et al.*, 2002).

É uma técnica simples de remoção de partículas em suspensão e que pode ser realizada com a utilização de diferentes tipos de peneiras e diferentes aberturas de tela. A capacidade de peneiramento varia conforme a abertura da tela. O tipo a ser adotado dependerá basicamente do volume do material a ser tratado e do seu destino (DIESEL *et al.*, 2002; MUKHTAR *et al.*, 2011).

Assim como Mukhtar *et al.* (1999), Chastain *et al.* (2001) reportaram a importância e a viabilidade do peneiramento do efluente de tratamento de dejetos de animais na redução, não somente os sólidos totais (60,9%) e voláteis (62,8%), como também dos teores de nitrogênio total (52,2%) e fósforo (53,1%).

Entretanto, outros autores não encontraram diferenças nos níveis de nutrientes em amostras antes e depois de passarem por peneiras (MEYER *et al.*, 2004; MOLLER *et al.*, 2000).

5.7. Decantação

A sedimentação de partículas é usualmente chamada de decantação e as unidades onde se realiza este processo, de decantadores.

O processo de decantação para remoção de partículas sólidas em suspensão é um dos métodos mais comuns no tratamento de efluentes agropecuários (SANTOS *et al.*, 2005). Consiste na utilização das forças gravitacionais para separar partículas de densidade superior a da água, depositando-as em uma superfície ou zona de armazenamento. As partículas que não

são removidas na sedimentação deverão ser removidas por algum tipo de filtração (NAVACHI, 2002).

A sedimentação corresponde a fase em que os flocos tendem a decantar. Quanto maior a velocidade de decantação, menor será o tempo de residência nos decantadores (MUKHTAR *et al.*, 1999).

A separação por decantação é obtida armazenando-se o efluente em um reservatório ou lagoa de maneira que com o tempo a fração sólida em suspensão sedimente. A solubilidade diferente dos diversos elementos presentes provoca uma divisão heterogênea, sendo fósforo e nitrogênio orgânico encontrados nos sólidos sedimentados (82% e 62%, respectivamente), e nitrogênio amoniacal (90%) e potássio (100%), encontrados na fase líquida (LOVATTO, sd). O dimensionamento deve levar em conta a vazão do afluente e a velocidade de sedimentação.

5.8. Leitos cultivados

O termo leito cultivado refere-se ao sistema artificialmente projetado para utilizar plantas aquáticas (macrófitas) em substratos como areia, cascalhos, brita ou outro material inerte, onde ocorre proliferação de biofilmes que agregam populações variadas de microrganismos os quais, por meio de processos biológicos, químicos e físicos tratam efluentes (SOUSA *et al.*, 2000; SOUSA *et al.*, 2003). Podem ser considerados filtros biológicos em que os microrganismos aeróbios e anaeróbios, fixados à superfície do substrato e em associação à rizosfera e outras partes submersas da planta, atuam produzindo reações de purificação do efluente, criando um ambiente favorável ao desenvolvimento da vida (NAIME, 2005).

O sistema de leitos cultivados (conhecido internacionalmente como *constructed wetlands*) é uma alternativa que vem sendo utilizada, principalmente na América do Norte (KNIGHT *et al.*, 2000; HARINGTON & MCINNES, 2009), como parte do tratamento dos dejetos da produção animal. Porém, para sua eficiência, antes da sua utilização é necessário um tratamento para retirada de sólidos em excesso (HUNT & POACH, 2001).

Os leitos cultivados procuram imitar algumas das funções existentes nos sistemas naturais, em particular a capacidade de degradação da matéria orgânica e contenção de nutrientes (nitrogênio e fósforo) (MALTBY, 2009). Sua ação é conhecida como sendo um

biofiltro que através de processos físicos, químicos e microbiológicos participam na redução do número de bactérias presentes no efluente (VACCA *et al.*, 2005; DÍAZ *et al.*, 2010).

As estações de tratamento de efluentes com utilização de leitos cultivados são sistemas físico-biológicos idealizados segundo a lógica da utilização dos biofiltros constituídos por raízes. A área plantada deve ser dimensionada de acordo com a demanda de efluente previsto para a situação (VAN KAICK (2002) citado por NAIME, 2005). Tal técnica remove satisfatoriamente a matéria orgânica e os sólidos suspensos (SOUSA, 2004), além de ser um sistema de estrutura simples e de fácil manejo, onde a sedimentação e a retenção do lodo ocorrem em razão da baixa velocidade de escoamento do efluente (SOUSA, 2004).

Há seis reações biológicas principais de interesse no desempenho dos leitos cultivados, que são; a fotossíntese, respiração, fermentação, nitrificação, desnitrificação e remoção de fósforo por microrganismos (MITCHELL, 1996 citado por TOUSIGNANT, 1999).

Com a liberação de oxigênio pelas raízes na água, ocorre oxidação das substâncias presentes no efluente, havendo simbiose entre plantas e microrganismos presentes no sistema. Pela existência de duas regiões, aeróbia e anaeróbia, além da presença do nitrato, ocorre o desenvolvimento de várias bactérias que executam o processo de nitrificação e desnitrificação (COOPER *et al.*, 1996; VALENTIM, 1999). As bactérias fixadas nas raízes das plantas recebem oxigênio e nitrogênio, com isso, elas decompõem a matéria orgânica que é transformada em nutrientes para as plantas.

Os principais objetivos da utilização de leitos cultivados no tratamento de efluentes líquidos da produção animal incluem a reciclagem pelas plantas de nutrientes (PETERSEN *et al.*, 2007), a redução da matéria orgânica (WILKIE, 2006; FELLMAN *et al.*, 2008) e, especialmente, o reuso da água contida (KNIGHT *et al.*, 2000; SCOTT *et al.*, 2004; HARRINGTON & MCINNES, 2009).

O seu emprego configura-se como tratamento adicional combinado a outro tipo de tratamento, como a biodigestão anaeróbia e a decantação (ÁLVAREZ *et al.*, 2008; KNIGHT *et al.*, 2000).

Há diversos tipos de modelos para construção dos leitos. Geralmente estes sistemas contemplam a diversidade de macrófitas e sua interação com a coluna de água e o meio suporte (HARRINGTON & MCINNES, 2009). Estudos demonstraram relação entre a área necessária para a construção dos leitos e as espécies de macrófitas (HANSSON *et al.*, 2005).

Estes sistemas devem primar pelo cuidado na escolha da macrófita para que o efluente não seja tóxico ou letal às plantas e permita o crescimento vegetal normal. Os leitos cultivados são dimensionados adequando-se ao tempo de detenção hidráulica determinado (HARRINGTON & MCINNES, 2009).

As espécies de macrófitas mais comuns para o tratamento de dejetos de animais e efluente do seu tratamento são *Typha* spp., *Scirpus* spp. e *Phragmites australis* (KNIGHT *et al.*, 2000).

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1. ENSAIO A

6.1.1. Descrição do local da realização dos experimentos

A pesquisa foi desenvolvida no Laboratório de Saneamento da Faculdade de Engenharia Agrícola da Universidade Estadual de Campinas – FEAGRI/UNICAMP, no Município de Campinas – SP a uma altitude de 640 metros, 22° 48' 57" S de latitude e 47° 03' 33" W de longitude.

6.1.2. Definição e dinâmica do estudo

Para o presente trabalho foi adotado o estudo do processo de biodigestão anaeróbia em batelada, aquele no qual é realizado apenas o abastecimento inicial dos biodigestores, com um único desabastecimento. Essa escolha se deu pelo fato de que em sistemas de produção de frango o manejo da cama é realizado periodicamente, permanecendo dentro dos aviários durante o ciclo produtivo das aves.

Este ensaio foi denominado Ensaio A, onde os biodigestores foram abastecidos com água, cama de frango de um ciclo de produção e inóculo. A cama foi coletada em uma granja comercial, onde era utilizada a maravalha como material absorvente. A escolha desta granja foi realizada devido à predominância de características comuns às granjas da região onde o ensaio foi conduzido. O inóculo utilizado foi adquirido de processo de biodigestão anaeróbia de cama de frango em sistema batelada durante 120 dias, realizado anteriormente ao experimento que aqui se descreve.

Desta forma, foram abastecidos cinco biodigestores em batelada, todos com mesmo substrato e mesmo tempo de retenção hidráulica (TDH) de 50 dias.

Para o preparo desses substratos foi realizada uma análise de ST da cama de frango e inóculo a fim de se determinar a quantidade necessária de água na diluição, até ser alcançado o teor próximo a 4 a 6%, conforme recomendado por LUCAS JR (1994). Tais materiais foram homogeneizados em liquidificador misturando cama de frango e água e, em seguida, adicionados 10% do inóculo no volume total.

Após os 50 dias de processo anaeróbico, os biodigestores foram desabastecidos e o efluente foi passado por uma peneira de 25mm para retenção dos sólidos mais grosseiros e encaminhado a um decantador. O material decantado dos biodigestores foi conduzido para um sistema de leitos cultivados com *Pistia stratiotes*, popularmente conhecida como alface d'água (Figura 03). O tratamento com leitos cultivados teve TDH de sete dias.

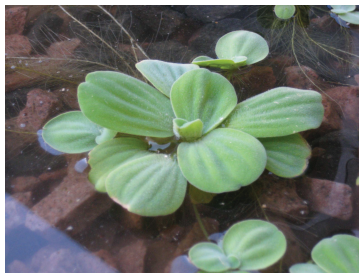


Figura 03 - *Pistia stratiotes*

Ao final desta etapa foram decorridos 57 dias de experimento. Este período foi determinado tendo em vista o tempo de produção das aves e o vazio sanitário exigido antes da entrada do próximo lote de frangos no aviário, podendo assim, com um gerenciamento adequado, ser aplicado da melhor forma a utilizar o biogás produzido e tratar a cama de forma eficiente. A Figura 04 mostra as etapas do tratamento.

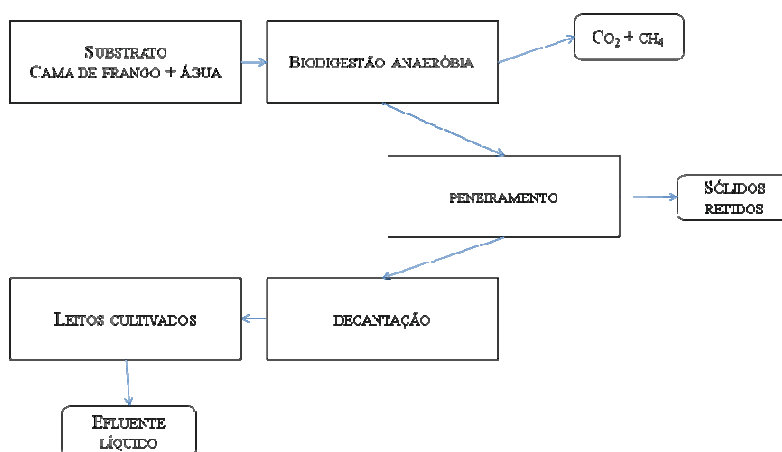


Figura 04 – Diagrama das etapas do experimento

6.1.3. Processo de biodigestão anaeróbia

- **Construção dos biodigestores**

Foram utilizados cinco biodigestores de capacidade útil de 10 litros, construídos com cilindros de PVC de 300, 250 e 200 mm de diâmetro (Figura 05). Basicamente, são constituídos por dois cilindros retos inseridos um no interior do outro (200 e 300 mm respectivamente) onde a parede interna do cilindro exterior comporta um selo d'água e o substrato sofre a biodigestão anaeróbia no interior do cilindro menor.



Figura 05 - Materiais utilizados na confecção dos biodigestores

Cada biodigestor é composto por gasômetro individual, cuja finalidade é armazenar e permitir a quantificação do biogás produzido, por meio de escala graduada afixada em sua arte externa. Para isto, um terceiro cilindro (250 mm) encontra-se entre os demais em posição invertida formando uma campânula, conferindo a condição anaeróbia para o processo e armazenando os gases produzidos, além de conferir pressão ao mesmo. Este terceiro cilindro, denominado gasômetro, fica submerso na água que está entre os outros cilindros e conforme há a produção de biogás, este se movimenta para cima deslocando a régua (Figura 06 e 07).



Figura 06 - Biodigestor com gasômetro individual

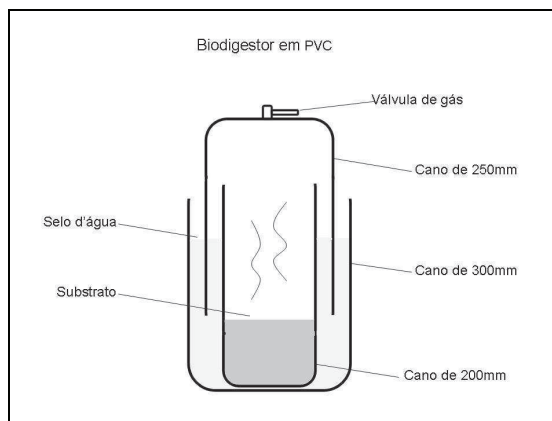


Figura 07 – Biodigestor construído em PVC

- **Preparo dos substratos**

Os substratos foram preparados conforme expressões citadas em ORTOLANI *et al.* (1991) e LUCAS JR (1994), que detalham:

$$Eu = (ES / ST) \times 100$$

$$W = Eu + INC + A$$

$$(Eu + INS) = (K \times W) / 100$$

$$MS = ES + INS$$

$$INC = (INS \times 100) / ST_{inóculo}$$

No qual:

W = peso do substrato a ser colocado no biodigestor;

ES = peso seco da cama a ser adicionada em W ;

K = porcentagem de sólidos totais que se pretende em W ;

ST = porcentagem de sólidos contidos na cama;

Eu = peso da cama para se obter W ;

A = peso de água a ser adicionada com Eu para se obter W ;

INC = inóculo que deverá ser adicionado para se obter W ;

INS = peso seco do inóculo que deverá ser adicionado em W ;

MS = matéria seca total;

$ST_{inóculo}$ = porcentagem de sólidos totais contida no inóculo.

Para a realização do Ensaio A, a cama de frango utilizada para o abastecimento inicial dos biodigestores apresentou-se com teor de ST igual a 65,97% dos quais 78,54% eram voláteis. O inóculo utilizado foi obtido previamente, como detalhado anteriormente, e apresentava-se com teor de ST igual a 3,64% dos quais 74,49% eram voláteis.

Procurou-se obter substratos com cerca de 4 a 6% de ST, aos quais foram adicionados uma quantidade de inóculo equivalente a 10% o que, segundo LUCAS JR (1994), proporciona bons rendimentos na produção de biogás em menores tempos de fermentação.

6.1.4. Elaboração do sistema de tratamento do efluente dos biodigestores

Após o processo de biodigestão anaeróbia o efluente foi conduzido a um sistema de separação e posterior tratamento em leitos cultivados. Para tal, foi utilizada uma peneira comum de malha de 25 mm e foi construído um decantador de capacidade de dez litros em vidro de 20 mm de espessura (Figura 08), onde o efluente permaneceu por 30 minutos e, em seguida, foi encaminhado para a próxima fase de tratamento em leitos cultivados.

Na fase do tratamento do efluente dos biodigestores, foi construído um sistema piloto em vidro (20 mm de espessura) de dimensões 25 x 20 x 60 cm, contendo uma camada de 20 cm de altura de brita nº1, cultivada com *Pistia stratiotes*. Figura 09 mostra as etapas de enchimento do meio suporte e as plantas. O abastecimento foi realizado após a sedimentação dos sólidos e foi feito em batelada, permanecendo sob estas condições por sete dias.



Figura 08 - Decantador em vidro



Figura 09 - Leitos cultivados com *Pistia stratiotes*

6.1.5. Análises Laboratoriais

6.1.5.1. Teores de sólidos

Foram realizadas análises para caracterização dos substratos e efluentes dos biodigestores, material após decantador e após tratamento em leitos cultivados. O teor de sólidos totais (ST) foi determinado segundo metodologia descrita pela APHA (2005).

Para a determinação dos sólidos voláteis, o material já seco em estufa, resultante da determinação dos sólidos totais, foi levado a mufla, obtendo-se o peso das cinzas ou matéria mineral. O teor de sólidos voláteis foi determinado segundo metodologia descrita por APHA (2005).

6.1.5.2. Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH

O procedimento para determinação do NTK se baseia em três etapas; digestão, destilação e titulação. As amostras coletadas foram digeridas em bloco digestor Kjeldahl, onde o nitrogênio da amostra é convertido em sulfato de amônio, sem prévia remoção da amônia com ácido sulfúrico, sulfato de potássio e sulfato de mercúrio. O material, em seguida, foi tratado com tiosulfato de sódio em meio alcalino e a amônia restante foi destilada e recolhida em ácido bórico, tendo sua concentração determinada por titulação com ácido sulfúrico a 0,04 de normalidade (APHA, 2005). A amônia também foi determinada através do método Kjeldahl em destilador e posteriormente titulada com ácido sulfúrico, conforme mesma metodologia descrita para NTK.

A determinação do conteúdo de matéria orgânica é uma das características mais importantes no estudo das águas residuais e efluentes líquidos e a análise de DQO indica a quantidade de oxigênio que seria consumido através de reações químicas de oxidação de diversos compostos orgânicos presentes, sem a intervenção de microrganismos, indicando de maneira indireta a quantidade de matéria orgânica presente no líquido. Na análise de DQO, o oxigênio necessário para oxidar a matéria orgânica é medido utilizando-se o dicromato de potássio, fortemente oxidante, convertendo a matéria orgânica em dióxido de carbono e água.

Após a oxidação a DQO é obtida diretamente no espectrofotômetro DR2000, por meio de uma curva padrão inserida no laboratório (APHA, 1995).

O pH foi verificado nos substratos e efluentes dos biodigestores, material após decantador e após tratamento em leitos cultivados, utilizando-se peagômetro digital.

6.1.5.3. Coliformes totais e *E. coli*

A caracterização microbiológica, número mais provável (NMP) de coliformes totais e *Escherichia coli*, foi avaliada a partir da metodologia descrita por APHA (1995), com dispositivos Quanti-Tray/2000 Colilert com ensaio confirmativo para coliformes e EC.

6.1.5.4. Delineamento e análise estatística

Os resultados das análises foram apresentados em cada etapa do tratamento; abastecimento (AB) e desabastecimento dos biodigestores (EB), separação física em peneiras e decantador (D) e tratamento biológico em leitos cultivados (LC). Também foram discutidos os resultados das comparações entre cada etapa do tratamento para avaliar-se a eficiência ou não das opções utilizadas para tratamento.

Estas comparações foram organizadas conforme a redução ou incremento de cada parâmetro e apresentadas da seguinte forma:

- Reduções do abastecimento ao desabastecimento dos biodigestores (AB x EB) e do abastecimento ao decantador (AB x D);
- Reduções do abastecimento ao desabastecimento dos biodigestores (AB x EB) e do abastecimento dos biodigestores ao final do tratamento em leitos cultivados (AB x LC);
- Reduções do abastecimento dos biodigestores ao decantador (AB x D) e do abastecimento dos biodigestores ao final do tratamento em leitos cultivados (AB x LC).

Os dados foram submetidos à avaliação de homogeneidade e normalidade, removidos os outliers identificados e, em seguida, submetidos à análise de variância pelo procedimento GLM do SAS Program V8 (2000), utilizando o teste de t de Student para dois parâmetros avaliados ou Tukey para três tratamentos, a um nível de 5% de significância.

6.2. ENSAIO *B*

6.2.1. Definição e dinâmica do estudo

No presente ensaio, assim como no anterior, foi adotado o estudo do processo de biodigestão anaeróbia em batelada. Com os dois tipos de efluentes do Ensaio *A* foram preparados três substratos com adição de cama de frango para reabastecimento dos biodigestores, desta vez substituindo a água limpa pelo próprio efluente tratado em leitos cultivados e efluente não tratado.

Configurando-se o tratamento T_1 , ou tratamento controle, preparou-se um substrato a partir da homogeneização de cama de frango, água limpa e inóculo a 10%.

Denominou-se tratamento T_2 aquele que utilizou-se o efluente separado e tratado em leitos cultivados dos biodigestores do primeiro ensaio. Com ele misturou-se cama de frango, levando-se em consideração o teor aproximado de ST que foi de 4 a 6%, substituindo-se totalmente a água pelo efluente peneirado, decantado e tratado em leitos cultivados.

O tratamento T_3 foi preparado com cama de frango e efluente de biodigestores peneirado, decantado, porém não tratado em leitos cultivados. Nos tratamentos T_2 e T_3 não foram utilizados inóculos, entendendo-se que os efluentes substitutos da água, já contenham características inoculantes. Estes três tratamentos configuraram o Ensaio *B* da pesquisa (Figuras 10, 11 e 12).

Os efluentes decantados dos tratamentos T_1 e T_2 foram conduzidos para um sistema de leitos cultivados com *Pistia stratiotes*, popularmente conhecida como alface d'água (**Figura 02**). O tratamento com leitos cultivados teve TDH de sete dias. O material decantado do tratamento T_3 foi armazenado sem tratamento. Ao final destas etapas foram decorridos 57 dias de experimento.

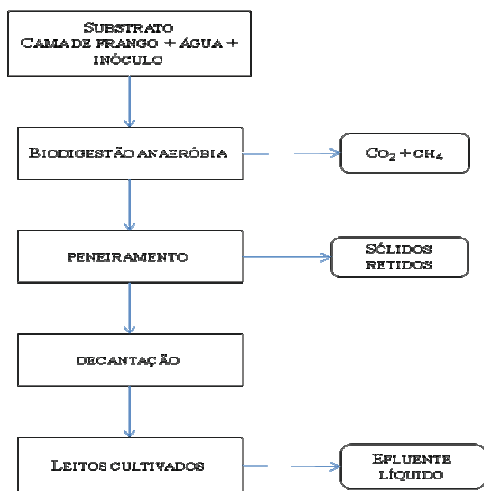


Figura 10 - Etapas do tratamento T₁

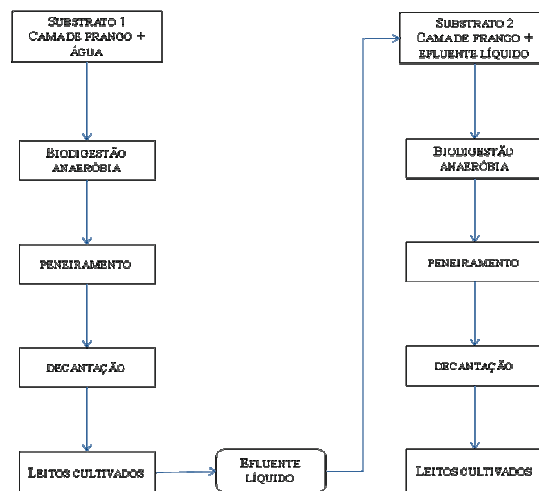


Figura 11 - Etapas do tratamento T₂

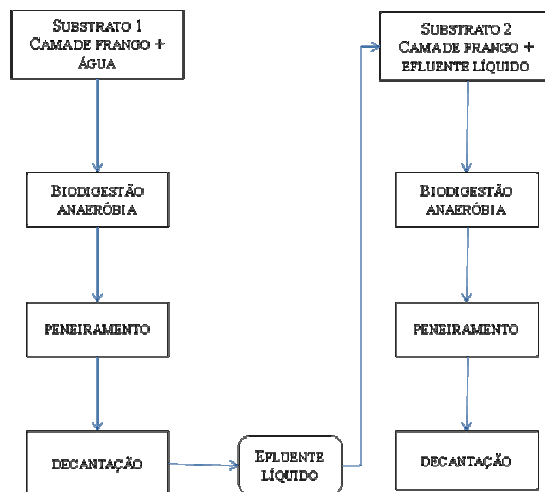


Figura 12 - Etapas do tratamento T₃

6.2.2. Processo de biodigestão anaeróbia

- Biodigestores Utilizados**

Foram utilizados os biodigestores construídos para o Ensaio A e descritos no item Ensaio A (Figura 06 e 07).

6.2.3. Determinação da produção e potencial de biogás

A produção de biogás foi quantificada a fim de verificar o potencial energético da cama de frango sob os tratamentos utilizados. Tal quantificação foi feita através da medição do deslocamento vertical do gasômetro.

O volume do biogás foi determinado pela multiplicação da altura de deslocamento do gasômetro pela área de sua secção transversal interna ($0,30887 \text{ m}^2$). Após cada leitura, os gasômetros foram esvaziados até atingirem o zero da escala. A correção do volume de biogás para as condições de 1 atm e 20°C , é efetuada com base no trabalho de CAETANO (1985), de acordo com a expressão:

$$\frac{(V_o \times P_o)}{T_o} = \frac{(V_1 \times P_1)}{T_1}$$

Onde:

V_o = volume de biogás corrigido, m^3 ;

P_o = pressão corrigida do biogás, 10322,72mm de H_2O ;

T_o = temperatura corrigida do biogás, 293,15°K;

V_1 = volume do gás no gasômetro;

P_1 = pressão do biogás no instante da leitura, 9652,10mm de H_2O ;

T_1 = temperatura do biogás, em K, no instante da leitura.

Considerando-se a pressão atmosférica média de Campinas igual a 9641,77mm de H_2O e pressão média conferida pelos gasômetros de 10,33mm de H_2O , obtém-se como resultado a seguinte expressão, para correção do volume de biogás:

$$V_o = \frac{V_1}{T_1} \times 273,84575$$

A quantificação da produção de biogás foi feita com base em dados constantes, no período de 50 dias de cada ensaio do trabalho.

O potencial de produção de biogás foi calculado utilizando-se os dados de produção diária e as quantidades de cama “in natura”, de substrato, de sólidos totais e de sólidos voláteis adicionados nos biodigestores, além das quantidades de sólidos voláteis reduzidos durante o processo de biodigestão anaeróbia. Os valores estão expressos em m³ de biogás por kg de substrato, de cama ou de sólidos totais e voláteis.

- **Preparo dos substratos**

Os substratos foram preparados conforme expressões citadas em ORTOLANI *et al.* (1991) e LUCAS JR (1994), e descritas no Ensaio A.

Para a realização do Ensaio B, a cama de frango utilizada no abastecimento dos biodigestores apresentou-se com teor de ST igual a 71,07% dos quais 79,16% eram voláteis. Novamente, procurou-se obter substratos com cerca de 4 a 6% de ST. Foram preparados três tratamentos;

T₁: cama de frango, água limpa e inóculo (tratamento controle)

T₂: cama de frango e efluente tratado em leitos cultivados do Ensaio A

T₃: cama de frango e efluente não tratado em leitos cultivados do Ensaio A

6.2.4. Sistema de tratamento do efluente dos biodigestores

Após o processo de biodigestão anaeróbia o efluente foi conduzido a um sistema de separação e posterior tratamento em leitos cultivados. Foi utilizada uma peneira comum de malha de 25mm e construído um decantador de capacidade de dez litros em vidro de 20 mm de espessura (Figura 07), onde o efluente permaneceu por 30 minutos e, em seguida, foi encaminhado para a próxima fase de tratamento em leitos cultivados.

Na fase do tratamento do efluente dos biodigestores, foi elaborada uma caixa de vidro (20 mm de espessura) de dimensões 25 x 20 x 60 cm, contendo uma camada de 20 cm de altura de brita nº1, cultivada com *Pistia stratiotes* (Figura 09). O abastecimento foi realizado após a sedimentação dos sólidos e foi feito em batelada, permanecendo sob estas condições por sete dias.

6.2.5. Análises Laboratoriais

6.2.6.1. Teores de sólidos

Foram realizadas análises para caracterização dos substratos e efluentes dos biodigestores, material após decantador e após tratamento em leitos cultivados. As amostras coletadas foram submetidas à análises de ST e SV segundo metodologia APHA (2005), descrita no Ensaio A.

6.2.6.2. Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH

O procedimento para determinação do NTK e NH₃ foram detalhados no Ensaio A e utilizadas as metodologias encontradas em APHA (1995).

A análise de DQO e de pH também estão descritas no Ensaio A e utilizaram espectrofotômetro (APHA, 1995) e peagômetro digital, respectivamente.

6.2.6.3. Delineamento e análise estatística

Os resultados das análises foram apresentados em cada etapa do tratamento; abastecimento (AB) e desabastecimento dos biodigestores (EB), separação física em peneiras e decantador (D) e tratamento biológico em leitos cultivados (LC). Também foram discutidos os resultados das comparações entre cada etapa do tratamento para avaliar-se a eficiência ou não das opções utilizadas para tratamento.

Estas comparações foram organizadas conforme a redução ou incremento de cada parâmetro e apresentadas da seguinte forma:

- Reduções do abastecimento ao desabastecimento dos biodigestores (AB x EB) e do abastecimento ao decantador (AB x D);
- Reduções do abastecimento ao desabastecimento dos biodigestores (AB x EB) e do abastecimento dos biodigestores ao final do tratamento em leitos cultivados (AB x LC);

- Reduções do abastecimento dos biodigestores ao decantador (AB x D) e do abastecimento dos biodigestores ao final do tratamento em leitos cultivados (AB x LC).

Os dados foram submetidos à avaliação de homogeneidade e normalidade, removidos os *outliers* identificados e, em seguida, submetidos à análise de variância pelo procedimento GLM do SAS Program V8 (2000), utilizando o teste de t de Student para dois parâmetros avaliados ou Tukey para três tratamentos, a um nível de 5% de significância.

7. RESULTADOS E DISCUSSÃO

7.1. ENSAIO A

O acompanhamento do processo de biodigestão anaeróbia foi realizado durante 50 dias. Os biodigestores foram abastecidos com cama de frango e o seu efluente separado em peneiras e decantador. Após a separação física, o efluente foi armazenado ou submetido ao tratamento em leitos cultivados. Os resultados obtidos estão apresentados considerando-se a redução de sólidos durante todo o experimento, a variação dos nutrientes e as reduções de microrganismos indesejáveis (coliformes totais e *E. coli*).

7.1.1. Teores de sólidos totais e voláteis

Os teores médios de ST e SV, em porcentagem e em massa, no abastecimento (AB) e efluente (EB) dos biodigestores, porção decantada nas caixas de sedimentação (D) e saída dos leitos cultivados (LC) estão apresentados na Tabela 01, bem como as reduções de ST e SV em cada etapa deste experimento.

Durante a biodigestão anaeróbia as reduções de ST e SV se dão devido à conversão da matéria orgânica presente em biogás. Apesar disso, as reduções de ST encontradas nesta etapa (AB x EB) (5,56%) ficaram abaixo do esperado quando comparadas aos estudos realizados por Fukayama (2008), que encontrou reduções de 16,10 a 47,24% durante a biodigestão anaeróbia de cama de frango (TDH de 46 dias) com diferentes reutilizações dentro dos galpões de aves e usando casca de amendoim como material absorvente. A mesma autora trabalhou com substratos a 8% de ST, sendo destes 15% advindos do inoculo utilizado.

Esta diferença pode ser explicada pelas características dos materiais que compuseram as camas de frango, que neste experimento foi maravalha, e que contém lignocelulose em sua composição que é resistente à degradação anaeróbia. Este fator, associado à quantidade de inóculo que foi utilizado neste presente trabalho (10%) e ao TDH, influenciaram negativamente na redução de ST.

Tabela 01 - Teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV) para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia; abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos à decantação (D) e leitos cultivados (LC), assim como a redução em cada etapa do tratamento.

Período	ST		SV	
	(%)	(Kg)	(%)	(Kg)
AB	4,55	0,4552	77,77	0,354
EB	4,30	0,4298	75,62	0,325
D	3,06	0,3064	71,62	0,2194
LC	1,15	0,115	59,95	0,0689
Redução				
AB x EB	5,56 B		8,07 B	
AB x D	35,92 A		38,37 A	
Valor P	0,0000*		0,0000**	
AB x EB	5,56 B		8,07 B	
AB x LC	74,94 A		80,65 A	
Valor P	0,0000***		0,0000	
AB x LC	74,94 A		80,65 A	
AB x D	35,92 B		38,37 B	
Valor P	0,0000****		0,0000*****	

* Probabilidades após retirada dos outliers.

** Probabilidades após transformação logarítmica (log10) dos dados.

*** Probabilidades após transformação radicial dos dados.

**** Probabilidades após transformação (ST**1,5) dos dados.

***** Probabilidades após transformação (SV**2,0) dos dados.

Médias seguidas de letras diferentes maiúscula nas colunas (Teste Tukey a 5%) diferem entre si.

Em experimento de biodigestão anaeróbia de dejetos da suinocultura, Gomes *et al.* (2011) avaliaram diferentes TDH dentro dos quais com 50 dias de digestão houve redução máxima de ST de 20,90%.

As características do resíduo e o TDH estão diretamente envolvidos com a redução de sólidos durante o processo de biodigestão anaeróbia, sendo que os 50 dias utilizados não se mostraram suficientes para a cama de frango. Desta forma, a adoção de decantador e leitos cultivados é uma possibilidade de viabilizar o sistema como tratamento da cama de frango e posterior disposição do efluente líquido.

Percebe-se que a redução de ST e SV é significativamente maior quando se utiliza o decantador aliado ao biodigestor (AB x D) do que somente a biodigestão anaeróbia (AB x EB).

Foram encontradas reduções de 35,92% de ST e 38,37% de SV com a utilização do decantador (AB x D), enquanto que a biodigestão anaeróbia (AB x EB) somente reduziu 5,56% de ST e 8,07% de SV.

Álvarez *et al.* (2008) ressaltaram a eficiência da separação de fases com caixas de sedimentação (redução de 50 a 70% de ST), o que é comumente utilizado como tratamento prévio de leitos cultivados (ÁLVAREZ *et al.*, 2008) e, segundo Aires *et al.* (2011), para biodigestores.

Deste modo, um dado importante pode ser observado. Diferentes tipos de dejetos são utilizados para o preparo de substratos de biodigestores em geral, com diferentes teores de inóculos e ambientes e isto sugere diferentes desempenhos da biodigestão na redução de sólidos, sendo essencial um tratamento anterior ou posterior, como a separação física.

Quando se compara o abastecimento dos biodigestores até a sua saída (AB x EB) (5,56%) com o abastecimento dos biodigestores até o final do tratamento com leitos cultivados (AB x LC) (74,94%) existe uma diferença significativa ($p < 0,05$) na redução de ST, podendo-se perceber a importância da separação de fases e do tratamento biológico para obtenção de efluente com menor teor de ST no mesmo volume a ser disposto no meio ambiente.

Ruiz *et al.* (2006), estudando a associação de digestores anaeróbios e leitos cultivados para o tratamento de efluente municipal, encontraram redução de ST de 77,3%, trabalhando com *Juncus spp.*. Os mesmos pesquisadores encontraram reduções de 93,9% em sistemas de biodigestores e leitos cultivados integrados para tratamento de efluente de pequenas comunidades (BARROS *et al.*, 2008).

Melo *et al.* (2009) estudaram a eficiência dos leitos cultivados como tratamento de efluente de biodigestores na suinocultura e encontraram reduções de ST entre 14 a 22% quando utilizaram brita na construção dos leitos. Estes números ficaram abaixo dos encontrados neste presente trabalho, porém os autores usaram menores TDH para avaliação, além de outro resíduo.

No presente trabalho, a avaliação da redução de ST e SV do início do tratamento nos biodigestores até o momento da saída do decantador (AB x D) em comparação ao tratamento completo (AB x LC) resultou em significativa diferença ($p < 0,05$) em ambos os parâmetros. Dos 74,94% de redução de ST e 80,65% de SV durante todo o tratamento (AB x LC), 42,28% deles foram obtidos durante a etapa em leitos cultivados. Matos *et al.* (2010) verificaram

eficiência de aproximadamente 50% na remoção de ST para o tratamento de águas residuárias de laticínio em leitos cultivados.

A partir dos resultados obtidos, depreende-se que este sistema de tratamento elaborado com biodigestores, decantador e tratamento biológico em leitos cultivados, obteve êxito na redução dos sólidos e no fornecimento de um produto final com baixos teores de sólidos quando avaliado como um todo (AB x LC).

7.1.2. Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH

A Tabela 02 apresenta os resultados referentes à caracterização do substrato preparado com cama de frango durante cada etapa do experimento; abastecimento (AB) e efluente dos biodigestores (EB), porção decantada nas caixas de sedimentação (D) e saída dos leitos cultivados (LC). Também estão apresentadas as reduções ou incrementos de cada parâmetro em relação às etapas.

Durante o processo de biodigestão anaeróbia (AB x EB) houve um aumento de 76,53% na concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) (0,87 % AB e 1,53 % EB) ocasionado pela degradação de outros componentes orgânicos, principalmente o carbono que se transforma em CO₂ e CH₄, e conseqüentemente elevando as porcentagens de NTK. Percebe-se que grande parte do nitrogênio está presente na porção líquida do efluente do biodigestor, uma vez que separadas as fases sólidas e líquidas, através da decantação (EB x D), houve novamente incremento significativo ($p < 0,05$) de 7,33% no teor de NTK. Com relação à passagem do material pelos leitos cultivados (D x LC), os teores de NTK na entrada e na saída dos leitos apresentaram diferenças significativas ($p < 0,05$), com redução de 56,83%.

Díaz *et al.* (2010) observaram reduções de NTK durante o tratamento com leitos cultivados utilizando diversos tempos de detenção. Estas reduções se deram na ordem de 10,35% em TDH de 2,5 dias, 37,18% em 0,9 dias, 46,15% em 1,6 dias e 11,6% em 11,6 dias. Knight *et al.* (2000) trataram dejetos de animais com leitos cultivados e obtiveram reduções de NTK de 22%.

Tabela 02 – Teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia; abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos à decantação (D) e leitos cultivados (LC), assim como a redução em cada etapa do tratamento.

Período	NTK (%)	NH ₃ (%)	DQO (mg. L ⁻¹)	pH
AB	0,87 B	0,52 B	16464 B	8,41 A
EB	1,53 A	1,21 A	27124 A	7,32 C
D	1,64 A	1,41 A	29910 A	7,18 C
LC	0,71 B	0,56 B	11829 B	7,70 B
Valor P	0,0000*	0,0000*	0,0000**	0,0000* ^e ***
Redução				
AB x EB	73,99 ⁺	132,00 ⁺		
AB x D	89,13 ⁺	168,00 ⁺		
Valor P	0,1684	0,1778		
AB x EB	73,99 ⁺ a	132,00 ⁺ a		
AB x LC	16,44 b	9,50 ⁺ b		
Valor P	0,0000	0,0002		
AB x LC	16,44 b	9,50 ⁺ a		
AB x D	89,13 ⁺ a	168,00 ⁺ b		
Valor P	0,0000	0,0000		

* Probabilidades após transformação logarítmica dos dados.

** Probabilidades após transformação logarítmica (log10) dos dados.

*** Probabilidades após transformação radicial dos dados.

⁺ Médias que sofreram incremento e não redução.

Médias seguidas de letras maiúscula diferentes nas colunas (Teste Tukey a 5%) diferem entre si.

Do total de N no abastecimento dos biodigestores, cerca de 60% foram na forma amoniacal (NH₃). Após o processo anaeróbio (AB x EB), a concentração de NH₃ teve aumento significativo (p<0,05), quando comparada à etapa de abastecimento dos biodigestores até sedimentação dos sólidos (AB x D). Desta maneira, a relação entre NTK e NH₃ aumentou de 79,06% (AB x EB) para 85,85% (AB x D) quando separados os sólidos pela peneira e decantador, indicando solubilização de NH₃ na porção líquida do material (FIELD *et al.*, 1985).

No último estágio do tratamento (D x LC), o efluente foi conduzido para os leitos cultivados onde houve uma queda na concentração de NH₃, de 1,41% para 0,56% e redução na relação entre NTK e NH₃, de 85,85% para 79,10%. Tal redução na relação é ocasionada pelo tratamento nos leitos cultivados, onde as plantas utilizam-se de NH₃ diluído na porção líquida

para o seu desenvolvimento (BRETON *et al.*, 2004; KELLEHER *et al.*, 2002) e outra parte perdida para atmosfera (7 a 17%) (HUNT & POACH, 2001; FIELD *et al.*, 1985).

Relações entre NTK e NH_3 como as encontradas no presente trabalho também foram reportadas por Kelleher *et al.* (2002). Estes autores justificaram esta alta relação (60-80%) nos dejetos de animais devido à sua forma orgânica como uréia e proteína.

Altas concentrações de NH_3 podem ser tóxicas às plantas (BRITTO & KRONZUCKER, 2002) e sabe-se que o processo anaeróbio é ineficiente na redução de NH_3 (ULUDAG-DEMIRER *et al.*, 2008). Elevados teores de NH_3 no efluente de biodigestores podem ser atribuídos à conversão anaeróbia da proteína, contida na cama de frango, em aminoácidos e a seguir em NH_3 e tal fato faz do pós-tratamento uma necessidade para sua redução antes da disposição do efluente no solo (ULUDAG-DEMIRER *et al.*, 2008).

Com os resultados de DQO obtidos depreende-se que a biodigestão anaeróbia (AB x EB) como único tratamento da cama de frango não é suficiente para produzir um efluente isento de poder poluente. Teores de DQO de 27124 mg. L^{-1} no desabastecimento dos biodigestores (EB) evidenciam que o processo fornece aos microrganismos um ambiente propício para suas atividades, aumentando a demanda de oxigênio para fins de saneamento sob tempo de detenção de 50 dias. Todavia, o pós-tratamento com leitos cultivados foi o que obteve melhor redução de DQO (60,45%).

Barros *et al.* (2008) estudando a associação entre a biodigestão anaeróbia e leitos cultivados apresentaram decréscimo na DQO especialmente durante o tratamento com leitos cultivados, com reduções da ordem de 90%.

A faixa ideal de pH para a decomposição adequada dos dejetos de animais, especialmente durante a biodigestão anaeróbia é de 6,0 a 8,0, tendo como ponto ideal pH 7,0 (QUADROS *et al.*, 2010). Porém percebe-se que durante o processo nos biodigestores houve decréscimo significativo do pH e após a separação de fases em peneira e decantador. Entretanto, após o tratamento em leitos cultivados houve novamente aumento do pH (7,70), porém permanecendo dentro da faixa ideal.

Durante todas as etapas de tratamento houve altos teores de NH_3 , que são influenciados diretamente pelo pH. O aumento do pH afeta o crescimento dos microrganismos durante a biodigestão anaeróbia assim como o aumento da volatilização de NH_3 (CHEN *et al.*, 2008) dada pela ionização da amônia sob elevadas taxas de pH (Figura 13).

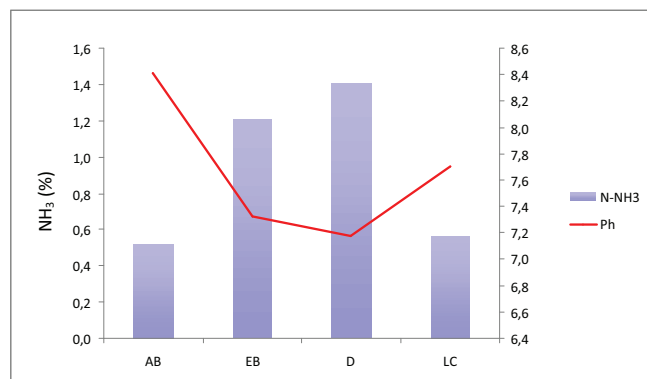


Figura 13 - Teores de amônia (NH_3) e pH para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia; abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos à decantação (D) e leitões cultivados (LC).

Os valores apresentados refletem a importância de um tratamento para o efluente de biodigestores no que se refere à concentração dos nutrientes no produto final quando comparados ao abastecimento e desabastecimento dos biodigestores.

7.1.3. Coliformes totais e *E. coli*

Durante todas as etapas do tratamento observou-se redução dos NMP de coliformes totais e *E. coli*, alcançando grande redução de tal grupo de bactérias ao final do experimento e estão apresentados na Tabela 03.

Os números mais prováveis de coliformes totais e *E. coli* nos materiais orgânicos, no início do processo de biodigestão anaeróbia (AB), alcançaram valores que representam um alto risco de poluição se dispostos no meio ambiente sem tratamento. Em relação ao abastecimento e desabastecimento dos biodigestores (AB x EB) houve redução de 11,2% de NMP dos coliformes totais e 16,7% para *E. coli*.

Augusto (2007) investigou o comportamento do NMP de coliformes na biodigestão anaeróbia de dejetos frescos e armazenados de galinhas poedeiras e observou que a eliminação total se deu apenas entre a 12ª e 13ª semanas. Em ensaio de biodigestão anaeróbia de cama de frango Orrico Júnior *et al.* (2010) encontraram $3,6 \cdot 10^5$ NMP de coliformes totais no abastecimento dos biodigestores e $1,1 \cdot 10^3$ NMP. 100mL^{-1} no desabastecimento. Reduções de 99,7%, porém que não eliminaram o poder poluente do efluente.

Tabela 03 - Números mais prováveis (por grama de material) de coliformes totais e *E. coli* durante o abastecimento (AB) e desabastecimento (EB) de biodigestores, separação física com peneiras e decantador (D) e tratamento em leitos cultivados (LC)

Etapa	Coliformes Totais (NMP. 100mL ⁻¹)	<i>E. coli</i> (NMP. 100mL ⁻¹)
AB	8,9 x 10 ⁴	1,2 x 10 ⁴
EB	7,9 x 10 ⁴	1,0 x 10 ⁴
D	3,9 x 10 ⁴	3,1 x 10 ³
LC	2,4 x 10 ⁴	1,7 x 10 ³
Redução (%)		
AB x EB	11,2	16,7
EB x D	50,6	69,0
D x LC	38,5	45,2
Redução Total (%)	73,0	85,5

Deve-se ressaltar que com os dejetos frescos a etapa inicial do processo hidrólise ocorre mais intensa devido a presença de compostos de mais fácil degradação gerando maior quantidade de ácidos, o que contribui para a maior redução no número de coliformes.

A separação física, utilizando peneiras e decantador, demonstrou-se eficiente na redução dessas bactérias (EB x D) com 50,6% para coliformes totais e 69,0% para *E. coli*. Desta forma podemos concluir que a fração sólida separada deverá sofrer tratamento antes de ser utilizada para fins agronômicos.

Com o tratamento da fração líquida em leitos cultivados (D x LC) o NMP de bactérias do grupo dos coliformes foi reduzido na ordem de 38,5% para os coliformes totais e 45,2% para *E. coli*. O tratamento como um todo resultou em reduções de 73,0% do NMP de coliformes totais e 85,5% de *E. coli*.

Apesar das reduções apresentadas neste trabalho, conclui-se que nenhum dos produtos gerados em cada etapa do tratamento pode ser disposto no meio ambiente sem o risco de poluição.

7.2. ENSAIO B

O acompanhamento do desempenho dos biodigestores foi realizado durante 50 dias. Os biodigestores foram abastecidos com cama de frango e o seu efluente separado em peneiras e decantador. Após esta etapa, o efluente foi armazenado ou submetido ao tratamento em leitos cultivados. Serão apresentados os resultados obtidos considerando-se a redução de sólidos durante todo o experimento, a distribuição da produção, o potencial de produção de biogás e a variação dos nutrientes.

7.2.1. Teores de sólidos totais e voláteis

Os teores médios de sólidos totais e voláteis, em porcentagem e em massa, no abastecimento e desabastecimento dos biodigestores, sólidos separados na peneira, porção decantada nas caixas de sedimentação e saída dos leitos cultivados, bem como as reduções de sólidos totais e voláteis, em porcentagem, são apresentados na Tabela 04. Na mesma tabela estão demonstradas as reduções de ST e SV em cada etapa deste experimento, confrontando-os com os dois tratamentos.

Durante a biodigestão anaeróbia os três tratamentos se comportaram de formas distintas com relação aos ST e SV ($p < 0,05$). Observam-se reduções de 9,85% de ST no T_1 , enquanto em T_2 houve redução de 19,80%, demonstrando que a substituição da água pelo efluente tratado interferiu positivamente neste parâmetro. Comparando-se estes resultados com os resultados obtidos em T_3 pode-se observar que no tratamento onde houve substituição de água pelo efluente não tratado a redução foi aproximadamente 36,25% menos eficiente que em T_2 , demonstrando que quando feita a opção por este tipo tratamento, não se alcançam reduções tão positivas.

Entretanto, quando observadas as reduções de ST após o desabastecimento dos biodigestores, peneiramento e sedimentação dos sólidos, pode-se verificar que tanto o T_1 quanto o T_3 foram mais eficientes que o T_2 ($p < 0,05$), demonstrando uma possível quebra das partículas em T_2 que diminuísse a granulometria do material em suspensão, justificando a passagem dos ST pela peneira e pelo decantador.

Tabela 04 - Teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em porcentagem (%) e em massa (Kg) para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia em três tratamentos (T₁, T₂ e T₃); abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos ao decantador (D) e leitos cultivados (LC), assim como do produto final gerado em cada tratamento.

Parâmetro	Tratamento	Período				Produto final gerado
		AB	EB	D	LC	
ST (%)	T ₁	5,335	4,754 A	2,221 A	1,357	1,357 C
	T ₂	5,514	4,421 A	3,563 C	2,263	2,263 B
	T ₃	6,159	5,747 B	3,039 B		3,039 A
	Valor P	0,0685*	0,0046*	0,0000*	0,0000	0,0000
ST (Kg)	T ₁	0,5335	0,4754	0,2221	0,1357	0,1357
	T ₂	0,5514	0,4421	0,3563	0,2263	0,2263
	T ₃	0,6159	0,5747	0,3039		0,3039
	Valor P	0,0541	0,0078*	0,0000**	0,0000*	0,0000*
SV (%)	T ₁	3,914	3,441 AB	1,466 A	0,686	0,686 A
	T ₂	4,153	3,205 A	2,452 C	1,35	1,350 B
	T ₃	4,492	4,184 B	1,926 B		1,926 C
	Valor P	0,0541	0,0078*	0,0000**	0,0000*	0,0000*
SV (Kg)	T ₁	0,3914	0,3441	0,1466	0,0686	0,0686
	T ₂	0,4153	0,3205	0,2452	0,135	0,135
	T ₃	0,4492	0,4184	0,1926		0,1926
	Valor P	0,0541	0,0078*	0,0000**	0,0000*	0,0000*

Médias seguidas de letras maiúscula diferentes nas colunas (Teste Tukey a 5%) diferem entre si.

* Probabilidades após transformação inversa (1/ST) dos dados.

* Probabilidades após transformação inversa (1/SV) dos dados

** Probabilidades após transformação (SV**-2) dos dados.

A etapa do tratamento em leitos cultivados obteve a mesma eficiência tanto com água como diluente (T₁), como quando substituiu-se a água pelo efluente tratado (T₂). Em T₁ houve redução de ST de 38,90% enquanto em T₂ de 36,48%. Silva & Roston (2010) trabalhando com efluentes de sala de ordenha de bovinocultura, empregaram lagoa anaeróbia, lagoa facultativa e leitos cultivados, obtiveram redução de 51,21% de ST na etapa dos leitos cultivados.

Barros *et al.* (2008) encontraram médias de 93,9% de redução de ST em sistemas de tratamento de efluente de pequenas comunidades utilizando biodigestores e leitos cultivados.

Sob uma visão geral do experimento (Tabela 05) pode-se concluir, com base na redução de ST (AB x LC), que o processo foi mais eficiente com a utilização de água (74,53%) na diluição de cama de frango.

Durante a biodigestão anaeróbia (AB x EB) foram reduzidos os SV de forma inferior (11,26% T₁, 21,32% T₂ e 11,96% T₃) aos encontrados em estudos realizados por Orrico Junior *et al.* (2010) que trabalharam com cama de frango e carcaças em biodigestores batelada por 14 semanas e obtiveram reduções de, em média, 44%. Steil (2001) avaliando biodigestão

anaeróbia de cama de frango com diferentes níveis de inóculos (0, 10 e 15%) observou reduções de 53,45, 44,64 e 42,00%, respectivamente. Nos dois trabalhos citados os autores empregaram TDH superior ao utilizado neste trabalho e com tratamento prévio ao da biodigestão.

Tabela 05 – Redução dos teores de sólidos totais (ST) e voláteis (SV), em porcentagem (%), comparando cada etapa do experimento para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia em três tratamentos (T₁, T₂ e T₃); abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos ao decantador (D) e leitos cultivados (LC).

Redução		T ₁	T ₂	T ₃
ST (%)	AB x EB	9,852	19,806	12,633
	AB x D	57,893	35,401	52,189
	Valor P	0,0002	0,0000*	0,0000**
	AB x EB	9,852	19,806	
	AB x LC	78,601	58,983	
	Valor P	0,0000	0,0000*	
	AB x LC	78,601	58,983	
	AB x D	57,893	35,401	
	Valor P	0,0002	0,0000	
	AB x EB	11,256	21,319	11,962
	AB x D	62,220	39,826	57,958
	Valor P	0,0000	0,0000	0,0000***
SV (%)	AB x EB	11,256	21,319	
	AB x LC	84,985	66,905	
	Valor P	0,0000	0,0000	
	AB x LC	84,985	66,905	
	AB x D	62,220	39,826	
	Valor P	0,0000	0,0000	
	AB x D	62,220	39,826	

* Probabilidades após transformação logarítmica (log10) dos dados.

** Probabilidades após transformação (ST**2,0) dos dados.

*** Probabilidades após transformação (SV**2,0) dos dados.

Silva & Roston (2010) corroborando com os dados encontrados neste trabalho no tratamento T₁ (53,10%) demonstraram em média 60% de remoção de SV durante a passagem pelos leitos cultivados. O tratamento T₂ também apresentou grande eficiência na remoção de SV (44,97%) (D x LC).

A redução de SV traduz a redução de matéria orgânica presente no efluente e é, em geral, muito elevada em sistemas de leitos cultivados por processos físicos e biológicos, como

sedimentação, que ocorre em razão da baixa velocidade de escoamento, filtração, pela presença de raízes e rizomas, além do crescimento de bactérias que se desenvolvem no meio líquido e aderidas ao biofilme formado, promovendo a degradação desses poluentes (CALIJURI *et al.*, 2009).

De um modo geral (AB x LC) a redução de SV esteve acima de 50% para dois tratamentos (T₁ 84,99% e T₂ 66,91%), porém o tratamento que utilizou água, cama de frango e inóculo (T₁) mostrou-se mais eficiente ($p < 0,05$) na remoção que quando substituiu-se a água pelo efluente tratado (T₂). Também conclui-se que o tratamento com leitos cultivados foi importante na redução de SV do material como um tratamento complementar a biodigestão anaeróbia.

7.2.2. Concentração de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH₃), DQO e pH

A Tabela 06 apresenta os resultados referentes à caracterização da cama de frango durante cada etapa do experimento; abastecimento (AB) e efluente dos biodigestores (EB), porção decantada nas caixas de sedimentação (D) e saída dos leitos cultivados (LC), além da redução de cada nutriente ocasionada pelo processo.

Os valores apresentados refletem a importância do processo de biodigestão anaeróbia e de tratamento posterior no que se refere à concentração dos nutrientes no produto final quando comparados ao afluente dos biodigestores.

As concentrações de NTK e NH₃ foram menores no tratamento T₁ que nos tratamentos T₂ e T₃ ($p < 0,05$) durante todas as etapas do sistema, como esperado. Substratos preparados com cama de frango, inóculo e água (T₁) tiveram reduções de 5,56% de NTK durante a biodigestão anaeróbia e 38,89% durante a passagem pelos leitos cultivados. A redução total foi de 38,89% demonstrando grande eficiência no sistema para este tipo de substrato. Redução parecida durante o tratamento de dejetos de animais em leitos cultivados foi encontrada por Knight *et al.* (2000), aproximadamente 22%.

A redução de NTK durante todas as etapas do sistema foi maior para os tratamentos que utilizaram leitos cultivados (T₁ e T₂) que para o tratamento T₃, sem a utilização de leitos cultivados e está apresentada na Tabela 06. Hunt & Poach (2001) realizaram estudos de caso

sobre dejetos de gado leiteiro e suínos tratados com leitos cultivados e observaram reduções de 37 a 86%, demonstrando a eficiência deste sistema para tratamento de dejetos de animais.

Tabela 06 - Teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK), amônia (NH₃), demanda química de oxigênio (DQO) e pH para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia; abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos ao decantador (D) e leitos cultivados (LC).

Parâmetro		Período			
		AB	EB	D	LC
NTK (%)	T ₁	0,72 c	0,68 c	0,64 b	0,44
	T ₂	1,22 b	1,09 b	0,96 ab	0,60
	T ₃	1,54 a	1,48 a	1,32 a	
	Valor P	0,0012	0,0012	0,0218	0,0000*
NH ₃ (%)	T ₁	0,65 c	0,60 c	0,56 c	0,32
	T ₂	0,81 b	0,94 b	0,72 b	0,52
	T ₃	1,23 a	1,26 a	1,28 a	
	Valor P	0,0008	0,0001	0,0000	0,0246**
DQO (mg. L ⁻¹)	T ₁	19645	34873	20530	13440
	T ₂	25346	43141	30638	25884
	T ₃	26434	47121	46061	
pH	T ₁	7,5	7,2 ab	7,4 a	7,5
	T ₂	7,7	6,6 b	6,6 b	7,4
	T ₃	7,5	7,4 a	7,5 a	
	Valor P		0,0461	0,5611	0,0198

* Probabilidades após transformação inversa (1/ST) dos dados.

** Probabilidades após transformação logarítmica (log10) dos dados.

Médias seguidas de letras maiúscula diferentes nas colunas (Teste Tukey a 5%) diferem entre si.

Álvarez *et al.* (2008) trabalharam com biodigestão anaeróbia como pré-tratamento de leitos cultivados e relataram reduções de 53% de NTK, corroborando com os dados obtidos no tratamento T₂ (50,82%) deste trabalho.

Quando comparado o comportamento de NTK entre os tratamentos com reuso de efluente em substituição a água (T₂ e T₃) pode-se verificar que os teores de NTK em T₃ foram mais elevados que os em T₂ durante todas as etapas (p<0,05). Esta diferença se deu pelo acúmulo de nitrogênio durante o reuso do efluente sem tratamento. Desta maneira, para o reuso do efluente no próprio biodigestor é recomendado um tratamento que reduza este excesso.

Nos tratamentos que utilizaram o efluente de biodigestores em substituição a água (T₂ e T₃) houve um aumento da concentração de NH₃ durante a biodigestão anaeróbia (AB x EB) (Tabela 07). Tal fato pode ocorrer, pois a maior parte do nitrogênio se transforma em amônia durante a biodigestão anaeróbia de dejetos de aves (KRYLOVA *et al.*, 1997).

Tabela 07 - Redução dos teores de nitrogênio total Kjeldahl (NTK) e amônia (NH₃) em porcentagem (%), comparando cada etapa do experimento para cama de frango submetida à biodigestão anaeróbia em três tratamentos (T₁, T₂ e T₃); abastecimento (AB), desabastecimento (EB); e efluente de biodigestores submetidos ao decantador (D) e leitos cultivados (LC).

Redução		T ₁	T ₂	T ₃	Valor P
NTK	AB x EB	5,556	10,480	3,930	0,3125
	AB x D	11,111	21,686	14,271	0,2048
	Valor P	0,0000	0,3148	0,0693	
	AB x EB	5,556	10,480		
	AB x LC	38,889	50,700		0,0396
	Valor P	0,0000	0,0114		
	AB x LC	38,889	50,700		
	AB x D	11,111	21,686		
	Valor P	0,0000	0,0683		
	AB x EB	7,692	16,049 ⁺	2,495 ⁺	0,2353*
NH ₃	AB x D	13,8462 A	11,1111 B	4,1752 ⁺ C	0,0137
	Valor P	0,0000	0,0000	0,7011	
	AB x EB	7,692	16,049 ⁺		
	AB x LC	50,769	35,802		0,1227
	Valor P	0,0000	0,0089		
	AB x LC	50,769	35,802		
	AB x D	13,846	11,111		
	Valor P	0,0000	0,0377		

* Probabilidades após transformação inversa (1/NH₃) dos dados.

⁺ Médias que sofreram incremento e não redução.

Médias seguidas de letras maiúscula diferentes nas linhas (Teste Tukey a 5%) diferem entre si.

A redução mais acentuada de NH₃ durante as etapas do sistema de tratamento se deu nos leitos cultivados (D x LC), com 42,86% no T₁ e 27,78% no T₂. Comparando a eficiência dos tratamentos pode-se verificar que a redução de NH₃ em T₁ foi de 50,77%, enquanto que em T₂ foi de 35,80%.

Quando se compara a redução de NTK durante a biodigestão anaeróbia (AB x EB) e durante biodigestão associada à decantação (AB x D) nota-se que no tratamento T₁ houve diferença significativa ($p < 0,05$). Entretanto, as reduções de NTK durante a biodigestão (AB x EB) e associada à decantação (AB x D) não diferiram entre os demais tratamentos ($p > 0,05$).

A eficiência na redução de NTK e NH₃ durante a biodigestão anaeróbia (AB x EB) em comparação à redução durante a biodigestão associada à decantação e aos leitos cultivados (AB x LC) demonstrou-se significativamente diferente ($p < 0,05$) entre os tratamentos. Estes resultados evidenciam a viabilidade da associação desses tipos de tratamentos (biodigestão anaeróbia, decantador e leitos cultivados) para a eficiência na redução de NTK e NH₃ do substrato preparado com cama de frango.

Pode-se observar que, durante biodigestão anaeróbia (AB x EB) nos tratamento que reutilizaram o efluente em substituição a água (T₂ e T₃), houve um aumento no teor de NH₃ (16,049% e 2,495%, respectivamente). Porém, estatisticamente não houve diferença significativa entre os tratamentos ($p > 0,05$).

Ao se comparar as reduções de NH₃ durante a biodigestão anaeróbia (AB x EB) e associada à decantação (AB x D), houve diferença significativa entre todos os tratamentos. A separação física mostrou-se eficiente na redução de NH₃ para os tratamentos que utilizaram água e cama de frango tratada em leitos cultivados (T₁ e T₂), porém houve aumento deste teor quando utilizou-se efluente de biodigestores separados fisicamente em substituição à água (T₃).

O tratamento em leitos cultivados não demonstrou diferença significativa ($p > 0,05$) na redução de NH₃ quando comparados os tratamentos que utilizaram água (T₁) e efluente tratado (T₂) no preparo dos substratos dos biodigestores.

Utilizando biodigestores, Uludag-Demirer *et al.* (2008) observaram reduções de 10,8% a 13,3% de NH₃ sob influência de níveis de íons de magnésio. Frear *et al.* (2010) submeteram dejetos de gado de leite diluídos em biodigestores e relataram reduções de 6,80% de NH₃.

Barros *et al.* (2008) operaram biodigestores e leitos cultivados como tratamento de efluentes e obtiveram 23% de redução de NH₃ durante a biodigestão e 29,2% durante o tratamento em leitos cultivados. Hunt & Poach (2001) estimam que 7 a 17% do nitrogênio em leitos cultivados são removidos através da volatilização de NH₃.

Observam-se altos índices da DQO durante todas as etapas do sistema de tratamento (Figura 14). Bueno (2010) abasteceu biodigestores com dejetos de gado de leite e relatou DQO

de 119000 mg. L⁻¹ nos substratos de abastecimento com eficiência de remoção de 26,9 a 51,0% durante a biodigestão. Vivian *et al.* (2009) também encontraram altos índices de DQO em dejetos de animais (22042 a 41889 mg. L⁻¹).

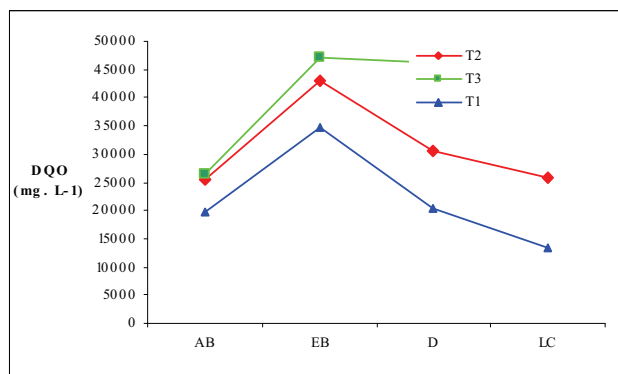


Figura 14 – Comportamento da demanda química de oxigênio (DQO) durante as etapas do tratamento da cama de frango (AB, EB, D, LC) em três tratamentos diferentes; substratos preparados com cama de frango, inóculo e água (T₁), ou com cama de frango e efluente tratado em leitos cultivados (T₂) ou com cama de frango e efluente não tratado (T₃).

Matos *et al.* (2010) observaram remoção da DQO acima de 70,0% durante tratamento em leitos cultivados de dejetos de suínos, enquanto Barros *et al.* (2008) descreveram redução de 65,0 a 99,0% da DQO em tratamentos envolvendo biodigestão e leitos cultivados para efluentes de pequenas comunidades.

Nota-se que houve aumento da DQO durante o processo de biodigestão anaeróbia deste trabalho. Bueno (2010) explica fato semelhante descrevendo uma eficiência de remoção de carga orgânica maior caso fossem adotados TDH maiores e reduzindo carga orgânica do substrato (maior diluição). Após a decantação da fração líquida houve redução da DQO em todos os tratamentos. Entretanto, fica evidente a influência negativa na redução quando houve substituição da água por efluente, assim como também houve diferença entre os efluentes tratados (T₂) ou não tratados (T₃) ($p < 0,05$).

7.2.3. Distribuição da produção de biogás

Os resultados da produção e dos potenciais de produção de biogás do ensaio de biodigestão anaeróbia estão apresentados abaixo conforme os tratamentos adotados.

No tratamento T_1 nota-se uma curva ascendente no início do experimento, seguida de queda na produção de biogás e, em seguida, observa-se aumento gradual da produção. Findo os 50 dias de experimento a produção de biogás demonstrou-se em plena atividade. A queima do biogás ocorreu no 32º de experimento quando já havia sido produzido 47,86% do total de biogás. A distribuição média diária e a porcentagem acumulada de biogás produzido no tratamento T_1 estão apresentadas nas Figuras 15 e 16, respectivamente.

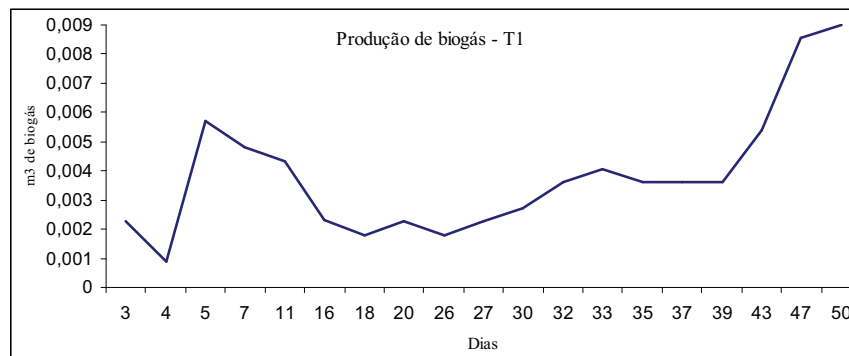


Figura 15 – Distribuição média diária de produção de biogás para biodigestores abastecidos com cama de frango, inóculo e água (T_1).

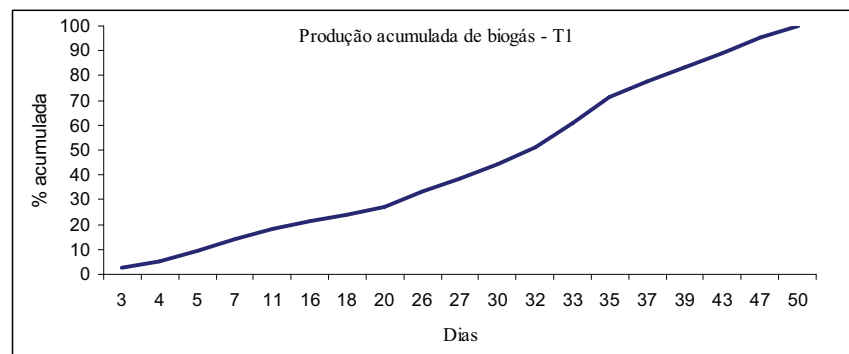


Figura 16 - Porcentagem acumulada do biogás produzido em biodigestores abastecidos com cama de frango, inóculo e água (T_1).

De acordo com os resultados obtidos houve produções de biogás superiores no tratamento que utilizou efluente tratado em leitos cultivados para substituição de água (T_2) em relação aos encontrados nos tratamentos que utilizaram cama de frango, inóculo e água (T_1). Estes resultados foram encontrados durante todo o processo, visto que no tratamento T_1 o pico de produção se deu no 47º dia de tratamento enquanto no T_2 este pico aconteceu aos 33 dias de experimento e no tratamento T_3 ocorreu no 43º dia.

Após a queima do biogás aos 20 dias de biodigestão anaeróbia (T_2) cerca de 51,27% da produção total já havia sido produzida. Contudo o maior índice de produção de biogás no tratamento T_2 foi de $0,017663\text{m}^3$, permanecendo por 10 dias com altos índices de produção até o declínio final (Figuras 17 e 18).

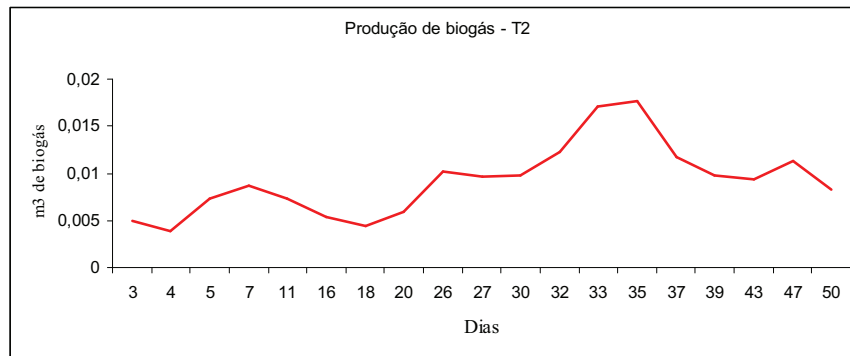


Figura 17 - Distribuição média diária de produção de biogás para biodigestores abastecidos com cama de frango e efluente tratado em leitos cultivados (T_2).

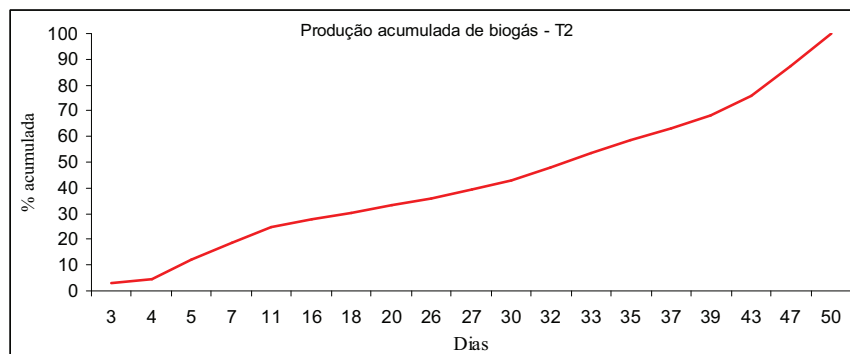


Figura 18 - Porcentagem acumulada do biogás produzido em biodigestores abastecidos com cama de frango e efluente tratado em leitos cultivados (T_2).

O tratamento T_3 que utilizou substratos preparados com cama de frango e efluente de biodigestores sem tratamento na substituição e preservação de água teve produções de biogás superiores às encontradas em T_1 . A distribuição da produção de biogás, assim como o percentual acumulado, estão demonstrados nas Figuras 19 e 20, respectivamente.

A queima ocorreu no 27º dia com 22,24% do biogás total já produzido e o pico de produção se deu aos 43 dias com $0,01815\text{m}^3$.

Os resultados da produção de biogás deixam clara a influência do uso do efluente como parte do substrato na diluição da cama de frango substituindo a água. No tratamento T₁ que utilizou cama de frango, inóculo e água pode-se perceber menor produção de biogás e interrupção da produção aos 50 dias de TDH.

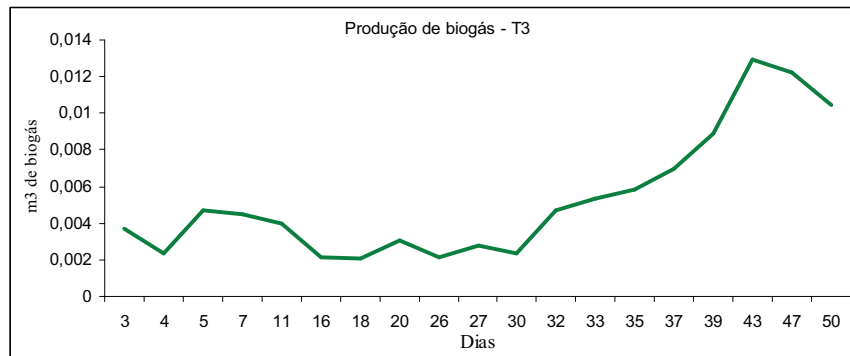


Figura 19 - Distribuição média diária de produção de biogás para biodigestores abastecidos com cama de frango e efluente sem tratamento (T₃).

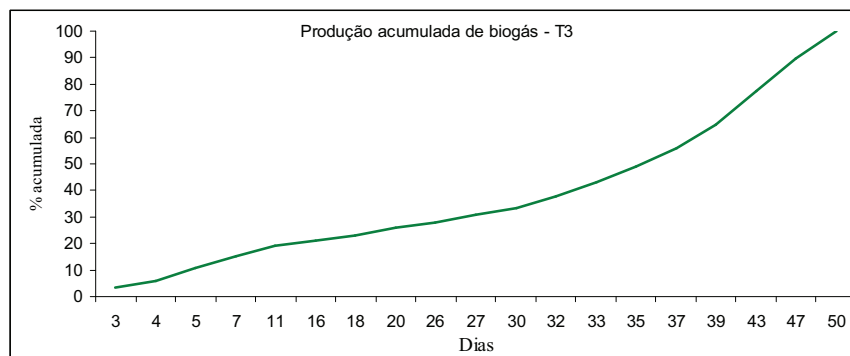


Figura 20 - Porcentagem acumulada do biogás produzido em biodigestores abastecidos com cama de frango e efluente sem tratamento (T₃).

Na Tabela 8 encontram-se a produção e as porcentagens acumuladas de biogás em cada semana do processo. No tratamento T₂ houve produção durante todo o período de biodigestão anaeróbia, com ligeiro declínio ao final do experimento, totalizando 0,17532m³ de biogás. Os demais tratamentos apresentaram produções totais inferiores, sendo T₁ de 0,07259m³ e T₃ de 0,10097m³, além de maior tempo até a queima do biogás.

Tabela 08 - Produções (m³) e porcentagem acumulada de biogás produzidos em cada semana da biodigestão anaeróbia de cama de frango utilizando água (T₁), efluente tratado de biodigestores (T₂) e efluente não tratado (T₃) na diluição.

Semana	T ₁		T ₂		T ₃	
	m ³	%	m ³	%	m ³	%
1	0,01368	18,85	0,02488	14,19	0,01517	15,02
2	0,00664	27,99	0,01276	21,47	0,00608	21,04
3	0,00406	33,58	0,01030	27,34	0,00514	26,13
4	0,00406	39,17	0,01988	38,68	0,00489	30,97
5	0,01397	58,41	0,05691	71,14	0,01819	48,99
6	0,01262	75,79	0,03097	88,81	0,02881	77,53
7	0,01757	100,00	0,01963	100,00	0,02269	100,00
Total	0,07259		0,17532		0,10097	

O tratamento T₃ que utilizou efluente não tratado em leitos cultivados de biodigestores para a diluição da cama de frango obteve produção abaixo da encontrada em T₂. Este fato pode estar associado ao conteúdo de matéria orgânica, bem como os teores de nitrogênio, especialmente na forma de amônia presentes no substrato preparado (1,54% de NTK e 1,23% de NH₃ no abastecimento dos biodigestores).

Conforme foi relatado por Krylova *et al.* (1997), grande parte do nitrogênio presente no substrato é convertido em amônia durante a biodigestão anaeróbia de cama de frango. Contudo, da mesma forma como uma certa quantidade de amônia pode ser utilizada por algumas bactérias anaeróbias, o seu excesso pode inibir a conversão de compostos orgânicos, a produção de ácidos voláteis e a metanogênese (KELLEHER *et al.*, 2002).

A relevância do tratamento prévio do efluente dos biodigestores e o reuso na biodigestão anaeróbia substituindo a água, fica evidente com os resultados aqui apresentados, uma vez que o tratamento que demonstrou melhores produções de biogás neste trabalho foi o que utilizou efluente tratado em leitos cultivados para diluição da cama de frango T₂.

7.2.4. Potenciais de produção de biogás

Os potenciais médios de produção de biogás com a biodigestão anaeróbia de cama de frango, diluída em água (T₁), ou em efluente de biodigestores tratados em leitos cultivados

(T₂), ou em efluente de biodigestores sem tratamento (T₃) são apresentados na Tabela 9, em m³ de biogás: total acumulado, por kg de cama de frango, por kg de substrato, por kg de sólidos totais adicionados, por kg de sólidos voláteis adicionados e por kg de sólidos voláteis reduzidos.

Tabela 9 - Potenciais médios de produção de biogás, para substratos preparados com cama de frango, diluída em água (T₁), ou em efluente de biodigestores tratados em leitos cultivados (T₂), ou em efluente de biodigestores sem tratamento (T₃)

Total acumulado (m ³)	Potenciais de produção de biogás (m ³ /kg)				
	Cama de frango	substrato	ST adic	SV adic	SV red
T ₁	0,0660	0,0073	0,0136	0,0185	0,0211
T ₂	0,1681	0,0175	0,0318	0,0422	0,0492
T ₃	0,0967	0,0101	0,0164	0,0225	0,0241

Com relação à produção média de biogás por kg de cama de frango o desempenho de T₂ (0,1681m³/kg) apresentou-se superior aos demais tratamentos (0,0660 m³/kg para T₁ e 0,0967 m³/kg para T₃). Este comportamento se manteve em todas as comparações da produção de biogás feitas. O potencial de produção de biogás por kg de substrato foi de 0,0073 m³/kg, 0,0175 m³/kg e 0,0101 m³/kg para os tratamentos T₁, T₂ e T₃, respectivamente. Resultados semelhantes foram encontrados por Orrico Jr *et al.* (2010) durante a biodigestão de cama de frango e aves mortas (0,0097 m³/kg de substrato).

Fukayama (2008) obteve resultados superiores de produção de biogás por kg de ST adicionados quando efetuou a biodigestão anaeróbia de cama de frango (média de 0,4172 m³/kg ST adic) com diferentes números de reutilizações da cama nos galpões de produção de frango. Neste presente trabalho o potencial de produção de biogás sob o mesmo aspecto foi de 0,0136 m³/kg para T₁, 0,0318 m³/kg para T₂ e 0,0164 m³/kg para T₃ de ST adicionados. SANTOS (2001) realizou experimento de biodigestão anaeróbia em biodigestores batelada de resíduos de cama de frango de pó-de-serra de pinus, os quais apresentaram potenciais de produção de biogás de 0,1418 m³ a 0,3116 m³ kg⁻¹ de ST adicionados.

Costa (2009) efetuou a biodigestão anaeróbia com cama de frango e dejetos de suínos e observou 0,5414 m³/kg de ST adicionados, 0,6841 m³/kg de SV adicionados e 1,2968 m³/kg de SV reduzidos. Tais diferenças podem ser atribuídas ao uso de inóculo, que no presente

trabalho foi de 10 % do volume total para o T₁ e às diferentes composições dos substratos que reutilizaram efluentes de biodigestores, quer fossem tratados ou não.

Segundo Fukayama (2008) o planejamento da produção de biogás para geração de energia deve levar em consideração a sua demanda nos galpões de produção de frango e a fase de maior produção de biogás durante a biodigestão para se elaborar um balanço de energia, sem desperdício ou falta. Neste contexto a autora cita as necessidades energéticas da produção de frango, enfatizando a demanda de aquecimento interno dos galpões para pintos de um dia, o desenvolvimento e a maturação do sistema termorregulador dos animais diminuindo esta necessidade e conclui que a fase principal que requer uso de energia vai desde os primeiros dias até 14 a 21 dias de idade das aves.

8. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo motivou as seguintes implicações:

A biodigestão anaeróbia pode ser considerada uma opção viável, dependendo da escala do sistema produtivo, para a cama de frango sob o ponto de vista energético, porém quando avaliada a sua eficiência de saneamento, conclui-se que há real necessidade de agregarem-se tratamentos complementares ao processo anaeróbio com o objetivo de gerar um efluente final com menor poder poluente.

A separação física com peneiras e decantador teve sua eficiência comprovada nos experimentos aqui apresentados, tanto na redução de sólidos, como já era esperado, assim como na redução de nutrientes não solubilizados. Este método físico foi de fundamental importância para garantir ao sistema de leitos cultivados um substrato passível de ser utilizado pelas plantas sem gerar sobrecarga e falência do sistema.

O sistema de tratamento em leitos cultivados mostrou-se eficiente na redução de nutrientes e sólidos do material, porém não foi suficiente para mitigar as características poluentes do efluente.

Quanto à produção energética, pode-se concluir que a substituição da água por efluentes de biodigestores é compensadora e fornece aporte inoculante ao processo.

Entretanto, nenhum dos três tratamentos obteve resultados satisfatórios quanto ao saneamento utilizando os métodos de biodigestão anaeróbia, decantador e leitos cultivados associados. Os produtos finais não apresentaram qualidade adequada para serem dispostos no meio ambiente, sendo recomendado o empenho em pesquisas para avaliação do comportamento energético em diversos números de reutilizações dos efluentes para determinar-se a longevidade desta eficiência, dispensando assim, a necessidade de dispor o produto final de baixa qualidade.

Vale enfatizar que a economia de água adquirida com o reuso do efluente pode ser um dos principais fatores que irão determinar a viabilidade do processo de biodigestão anaeróbia como tratamento e reciclagem de cama de frango ou qualquer outro tipo de resíduo sólido.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AIRES, A.M, LUCAS JUNIOR, J., FUKAYAMA, E.H., MACHADO, C.R. Biodigestão anaeróbia da cama de frango de corte com ou sem separação de frações sólida e líquida em biodigestor batelada. **In II Simpósio Internacional sobre gerenciamento de resíduos agropecuários e agroindustriais II SIGERA**, Foz do Iguaçu, 2011.

ÁLVAREZ, J.A.; RUÍZ, I.; SOTO, M. Anaerobic digesters as a pretreatment for constructed wetlands. **Ecological Engineering**. v.33, p.54-67, 2008.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 19th ed. Washington, 1995.

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005.

ANEEL, 2011, **Banco de Informações de Geração**. Disponível em www.aneel.gov.br Acesso em 01 de março de 2011.

AUGUSTO, K. V. Z.; ROSTON, D.M.. Potencial dos dejetos da avicultura de cote brasileira na geração de energia. **In: Simpósio Brasileiro de Agroenergia**, Botucatu. SIAGRE- Simpósio Brasileiro de Agroenergia, 2008.

AUGUSTO, K. V. Z. **Caracterização quantitativa e qualitativa dos resíduos da produção de ovos: compostagem e biodigestão anaeróbia**. 2007. 131f. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2007.

AUGUSTO, K. V. Z. Manejo de dejetos em granjas de postura comercial. In: CONFERÊNCIA APINCO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA AVÍCOLA, 2005, Santos. **Anais...** Campinas/SP, 2005. p. 211-216.

BARROS, P.; RUIZ, I.; SOTO, M. Performance of an anaerobic digester-constructed wetland system for a small community. **Ecological Engineering**. v.33, p.142-149, 2008.

BELUSSO, D.; HESPANHOL, A.N. A evolução da avicultura industrial brasileira e seus efeitos territoriais. **Revista Percorso – NEMO**, v.2, n.1, p.25-51, Maringá, 2010.

BNDES Setorial, **A Cadeia da Carne de Frango: Tensões, Desafios e Oportunidades**. Rio de Janeiro, n. 26, p. 191-232, set. 2007

BONAZZI G. Pollina di broilers e ovaiole: nuove regole per l'uso, In: Azienda/ avicoltura e ambiente. **Rivista Agricoltura**, p.78-80, 2004.

BORGES, F.L. LAURENTIZ, A.C. SALVADOR, D. BUENO, F.L. Análise zootécnica e econômica da criação de frango de corte em alta densidade populacional. **Tuiuti: Ciência e Cultura**, n. 31, FACIAG 02, p.77-87, 2002

BRETON, J.; KARLSSON, M.F.; ROCCA, F. MIRANDA, P.M.S.; POULIOT, M. **Renewable energy sources and Technologies on farm systems: focusing on Danish scenario**. Copenhagen: The Royal Veterinary and Agricultural University, 126p., 2004.

BRITO D.T. ; KRONZUCHER, H.J., NH_4^+ toxicity in higher plants; a critical review. **Journal of Palnt Fisiology**. v.159, p.567-584. 2002.

BRUKE, D.A. **Dairy waste anaerobic digestion handbook**. Environmental Energy Company, 2001. Disponível em: www.makingenergy.com Acesso em: 10 de fevereiro de 2011.

BUENO, R.F. Comparação entre biodigestores operados em escala piloto para produção de biogás alimentados com estrume bovino. **HOLOS Environmet**, v.10, n.1, p.11-125, 2010.

BUJOCZEK, G.; OLESZKIEWICZ, J.; SPARLING, R.; CENKOWSKI, S. High solid anaerobic digestion of chicken manure. **Journal of Agricultural Engineering Resource**. v.76, p.51-60, 2000.

CAETANO, L. **Proposição de um sistema modificado para quantificação de biogás**. 1985. 75f. Dissertação (Mestrado em Energia na Agricultura) - Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1985.

CALIJURI, M.L., BASTOS, R.K.X., MAGALHÃES, T.B., CAPELETE, B.C., DIAS, E.H.O. Tratamento de esgostos sanitários em sistemas reatores UASB/*wetlands* construídas de fluxo horizontal eficiência e estabilidade de remoção de matéria orgânica, sólidos, nutrientes e coliformes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.14, n.3, p421-430, 2009.

CEZAR, V. R. S. **Efeito da biodigestão anaeróbia sobre a solubilização e a eficiência agrônômica de diferentes fontes de fósforo**. 2001. 91f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônomicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

CHASTAIN, J., LUCAS., W., ALBRECHT, J., PARDUE, J., ADAMS., J., AND MOORE., K. **Solids and nutrient removal from liquid swine waste using a screw press**

separator. ASAE Paper No. 984110. Presented at the ASAE Annual International Meeting. Orlando, 1998.

CHASTAIN, J.P.; VANOTTI, M.B.; WINGFIELD, M.M. Effectiveness of liquid-solid separation for treatment of flushed dairy manure: A case study. **Engineering in Agriculture.** v.17, n.3, p.343-354, 2001.

CHEN, Y.; CHENG, J.J.; CREAMER, K.S. Inhibition of anaerobic digestion process: A review. **Bioresource Technology.** v.99, n.10, p.4044-4064, 2008.

CHERNICHARO, C. A. L. **Reatores anaeróbios:** princípios do tratamento biológico de águas residuárias. Belo Horizonte: 1997. 246p.

COOPER, P. F.; GREEN, M. D.; SHUTES, R. B. E. **Reed beds and constructed Wetlands for wastewater treatment.** Buckinghamshire: WRC publications, 206p, 1996.

COSTA, L.V.C. **Biodigestão anaeróbia da cama de frango associada ou não ao biofertilizante obtido com dejetos de suínos: produção de biogás e qualidade do biofertilizante.** Dissertação (Mestrado em Zootecnia), UNESP, Jaboticabal, 89f.: il., 2009

DELAUNE, P.B.; MOORE JR, P.A.; DANIEL, T.C.; LEMUNYON, J.L. Effect of chemical and microbial amendments on ammonia volatilization from composting poultry litter. **Journal of Environmental Quality.** v.33, p.728-734, Madison, USA, 2004.

DEMIRCI, G. G.; DEMIRER, G.M. Effect of initial COD concentration, nutrient addition, temperature, and microbial acclimation on anaerobic treatability of boiler and cattle manure. **Bioresource Technology.** v.93, n.2, p.109-117, 2004.

DÍAZ, F.J.; O'GEEN, A.T.; DAHLGREN, R.A. Efficacy of constructed wetlands for removal of bacterial contamination from agricultural return flows. **Agricultural Water Management.** v.97, p.1813-1821, 2010.

DIESEL, R., MIRANDA, C. R., PERDOMO, C. C. **Coletânea de Tecnologias sobre Dejetos Suínos.** Concórdia : Embrapa Suínos e Aves e Extensão - EMATER/RS, 2002. 30p. ano 10 (EMBRAPA/CNPISA. Boletim Informativo de Pesquisa, BIPERS, 14), 2002.

DUBROVSKIS, V.; PLUME, I.; STRAUME, I. Anaerobic Digestion of Cow and Broiler Manure. In: **XXXXX Conference,** 2008. Disponível em: http://tf.llu.lv/conference/proceedings2008/Papers/10_DubrovskisPlume.pdf Acesso em 01 de março de 2011.

DURAND, M.; DUMAY, C.; BEAUMATIN, P.; MOREL, M. T. Use of the rumen simulation technique (RUSITEC) to compare microbial digestion of various by-products. **Animal Feed Science And Technology**. v. 21, n.3/4, p. 197-204, 1988.

FELLMAN, J.B.; FRANZ, E.H.; CRESHAW, C.L.; ELSTON, D. Global estimates of soil carbon sequestration via livestock waste: a STELLA simulation. **Environment, Development and Sustainability**. 2008.

FERREIRA, L.F.S.A.; TURCO, J.E.P. Avaliação do consumo e custo de energia elétrica em galpão para criação de frangos de corte, em dois ciclos de criação. In: **AGRENER, 2000. ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL**, 3, Campinas, UNICAMP/SBEA, 2000(CD Rom).

FIELD, J.A.; RENEAU JR, R.B.; KROONTJE, W.; CALDWELL, J.S. Nutrient Recoveries from plug-flow anaerobic digestion of poultry manure. **Agricultural Wastes**. v.13, p.207-216, 1985.

FORD, M.; FLEMING, R. **Mechanical solid-liquid separation of livestock manure literature review**. Canada: Ridgetown College, University of Guelph. 2002. Disponível em: http://mie.esab.upc.es/ms/informacio/residus_ramaders/Separator%20manure.pdf Acesso em 12 de setembro de 2010.

FORESTI, E.; FLORÊNCIO, L.; VAN HAANDEL, A.; ZAIAT, M.; CAVALCANTI, P. F. F. Fundamentos do tratamento anaeróbio. In: CAMPOS, J. R. (Coord.). **Tratamento de esgotos sanitários por processo anaeróbio e disposição controlada no solo**. Rio de Janeiro: ABES, 1999. Cap. 2, p. 29-52.

FREAR, C./ LIAO, W./ EWING, T./ CHEN, S. Baseline performance monitoring of commercial dairy anaerobic digester. In **CSANR Research Report**, 2010, Disponível em: <http://csanr.wsu.edu> Acesso em 10 de janeiro de 2010.

FUKAYAMA, E. H., **Características quantitativas e qualitativas da cama de frango sob diferentes reutilizações: efeitos na produção de biogás e biofertilizante**. 2008. 110f. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinária, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2008.

GALBIATTI, J.A.; CAMELO, A.D.; SILVA, F.G.; GERARDI, E.A.B.; CHICONATO, D.A. Estudo quali-quantitativo do biogás por substratos em biodigestores tipo

batelada. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.4., p.432-437, 2010.

GANGAGNI RAO, A.; PRAKASH, S.S.; JOSEPH, J.; REDDY, R.A. SARMA, P.N. Multi stage high rate biomethanation of poultry litter with self mixed anaerobic digester. **Bioresource Technology**, v.102, p.729-735, 2011.

GANGAGNI RAO, A.; REDDY, S.K.T.; PRAKASH, S.S.; VANAJAKSHI, J.; JOSEPH, J.; JETTY, A.; REDDY, A.R.; SARMA, P.N. Biomethanation of poultry litter leachate in UASB reactor coupled with ammonia stripper for enhancement of overall performance. **Bioresource Technology**, v. 99, n.18, p.8679–8684, 2008.

GASPAR, R.M.B.L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais com ênfase na agregação de valor: Um estudo de caso na região de Toledo-PR**. Dissertação (Mestrado) Universidade Federal de Santa Catarina, 119 f. Florianópolis. 2003.

GELEGENIS, J.; GEORGAKAKIS, D.; ANGELIDAKI, I.; MAVRIS, V. Optimization of biogas production by co-digesting whey with diluted poultry manure. **Renewable Energy**, v.32, n.13, p. 2147-2160, 2007.

GEWELAR, C. E. **Avaliação de programas de iluminação em codornas (*Coturnix coturnix*)** 2003. 81p. il. Tese (Doutorado em Zootecnia) UFLA, Lavras, 2003.

GILLESPIE, J.R.; FLANDERS, F.B. **Modern Livestock and Poultry Production**. 8th Edition, Cengage Learning, 1060p. 2009.

GOMES, F.O.C.; CAPPI, N.; SANTOS, T.M.; Redução de sólidos em água residuária de suinocultura tratada em biodigestor anaeróbio. **In: Anais do encontro de iniciação científica – ENIC**, v.1, n.1 (1), 2010. Disponível em: <http://periodicos.uems.br/> Acesso em 10 de fevereiro de 2011.

GOMES FILHO, R.R. *et al.* Alteração da demanda química de oxigênio da água residuária da suinocultura, utilizada como solução nutritiva no cultivo hidropônico de *Brachiaria ruzizienses*. **In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA AGRÍCOLA**, 28., 1999, Pelotas. **Anais...** Pelotas/PR: UFPEL, 1999. 1CD-ROM.

GRIMES, J.L. Alternatives litter materials for growing poultry. North Carolina Poultry Industry Newsletter, v.1, 2004.

HANNSON, L.A.; BROENMARK, C.; ANDERS NILSSON, P.; AABJOERNSSON, K. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? **Freshwater Biology**, v.50, p.705-714, 2005.

HARRINGTON R.; MCINNES, R. Integrated constructed wetlands (ICW) for livestock wastewater management. **Bioresource Technology**. v.100, p.5498-5505, 2009.

HELLMEISTER FILHO, P. **Efeito de fatores genéticos e do sistema de criação sobre o desempenho e rendimento de carcaça de frangos tipo caipira**. 2002. 77f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2002.

HENN, A. **Avaliação de dois sistemas de manejo de dejetos e uma pequena propriedade produtora de suínos condição de partida**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Santa Catarina, 157 p. Florianópolis. 2005.

HOBSON, P. N.; SUMMERS, R.; HARRIES, C. Single and multi-stage fermenters for treatment of agricultural wastes. In: GRAINGER, J. M.; LYNCH, J. M. **Microbiological methods for environmental biotechnology**. Orlando: Academic Press, 1984. p. 139-157.

HUNT, P.G.; POACH, M.E. State of the art for animal wastewater treatment in constructed wetlands. **Water Science and Technology**. v.44, n.11-12, p.19-25, 2001.

IEA, 2005, **Biogas production and utilisation**, Disponível em: www.novaenergie.ch Acesso em 11 de novembro de 2010.

IPCC, 2007, Summary for Policymakers. In: **Climate Change 2007: Mitigation**., Cambridge, UK.

JACOBSON, L. D.; LORIMOR, J. C.; BICUDO, J. R.; SCHMIDT, D.R. **Emission control strategies for manure storage facilities**. Lesson 43 of the Livestock and Poultry Environmental Stewardship Curriculum, a National Educational Program. 2001. Disponível em: www.lpes.org/Lessons/Lesson43/43_Animal_Emission.html. Acesso em 14 de novembro de 2010.

KELLEHER, B.P.; LEAHY, J.J.; HENIHAN, A.M.; O'DWYER, T.F.; SUTTON, D.; LEAHY, M.J. Advances in poultry litter disposal technology – a review. **Bioresource Technology**, v.83, p.27-36, 2002.

KIEHL, E. J. **Fertilizantes orgânicos**. São Paulo: Agronômica Ceres, 1985. 492p.

KIRCHMANN, H.; WITTER, E. Composition of fresh, aerobic and anaerobic farm animal dungs. **Bioresource Technology**, v.40, n.2, p.137-142. 1992.

KNIGHT, R. L.; PAYNE JR, V.W.E.; BORER, R.E.; CLARKE JR, R.A.; PRIES, J.H. Constructed wetlands for livestock wastewater management. **Ecological Engineering**. v.15, p.41-55, 2000.

KONZEN, E. A. Fertilização de lavoura e pastagem com dejetos de suínos e cama de aves. EMBRAPA – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **V Seminário técnico da cultura de milho**, Videira, 2003.

KRYLOVA, N.I., KHABIBOULLINE, R.E., NAUMOVA, R.P., NAGEL, M.A., 1997. The influence of ammonium and methods for removal during the anaerobic treatment of poultry manure. **Journal of Chemistry Technology. Biotechnology**. 70, 99–105, 1997.

KUNZ, A., HIGARASHI, M. M., OLIVEIRA, P. A. **Tecnologias de manejo e tratamento de dejetos de suínos estudadas no Brasil**. In: Cadernos de Ciências & Tecnologia, Brasília, v. 22, n. 3, p. 651 - 665, 2005.

LETTINGA, A. G.; FIELD, J.; VAN LIER, J.; ZEEMAN, G.; HULSHOFF POL, L. W. Advanced anaerobic wastewater treatment in the near future. **Water Science Technology**, v.35, n.10, p. 5-12, 1997.

LIEDI, B. E.; Bombardiere, J.; Chatfield, J.M. Fertilizer potential of liquid and solid effluent from thermophilic anaerobic digestion of poultry waste. **Waste Science and Technology**, v. 53, n. 8, p. 69-79, 2006.

LINDEMAYER, Ricardo Matsukura. **Análise da viabilidade econômico-financeira do uso do biogás como fonte de energia elétrica**. 2008. 105 folhas. Trabalho de Conclusão de Estágio (Graduação em Administração). Curso de Administração, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2008.

LOVATTO, P. A. **Manejo de dejetos**. Disponível em: www.ufsm.br/suinos/CAP9_dej.pdf. Acesso em: 18 fev 2008.

LUCAS JR., J. **Algumas considerações sobre o uso do estrume de suínos como substrato para três sistemas de biodigestores anaeróbios**. 1994. 137f. Tese (Livre-Docência Construções Rurais) - Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 1994.

MAGALHÃES, A.P.T. **Biogás**: um projeto de saneamento urbano. São Paulo: Nobel, 1980.

MALTBY, E. Functional assessment of wetlands: towards evaluation of ecosystem services. **Woodhead Publishing in Environmental Management**. Cambridge, UK, 2009. Disponível em: <http://www.cabdirect.org/abstracts/20093131320.html> Acesso em: 12 de julho de 2010.

MATOS, A.T., FREITAS, W.S., LO MONACO, P.A.V., Eficiência de sistemas alagados construídos na remoção de poluentes de águas residuárias da suinocultura. **Ambi-Água**, Taubaté, v.5, n.2, p.119-132, 2010.

MELO, P.F., CABANELLAS, C.F.G., MALUF, H.J.G.M., SILVA, L.M., BASTOS, S.S., DUARTE, N.F. Desempenho de sistemas alagados construídos verticais no tratamento do efluente do biodigestor da suinocultura. **In. II Semana de Ciência e Tecnologia do IFMG, II Jornada Científica**, Bambuí, 2009

MENDES, A.S., POSSENTI, M.A., PAIXÃO, S.J., RESTELATTO, R., API, I., VENTURINI, T.; POSSENTI, J.C. Diagnóstico do funcionamento de aviário tipo túnel negativo para frangos de corte. **In: III Seminário: Sistemas de Produção Agropecuária**. UTFPR, 2009

METCALF & EDDY. INC. **Wastewater Engineering treatment Disposal Reuse**. 4.ed. New York, McGraw - Hill Book, 1815p. 2003.

MEYER, D.; HARNER, J. P.; TOOMAN, E. E.; COLLAR, C. Evaluation of weeping wall efficiency of solid liquid separation. **Engineering in Agriculture**. v.20, n.3, p.349-354, 2004.

MIRANDA, A.P. **Suínos em diferentes fases de crescimento alimentados com milho ou sorgo: desempenho, digestibilidade e efeitos na biodigestão anaeróbia**. 2009. 147f. Tese de Doutorado (Zootecnia). Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2009.

MOLLER, H.; LUNG, I.; SOMMER, S.G. Soli-liquid separation system. **Bioresource Technology**. v.74, n.3 p.223-229, 2000.

MOSEY, F. E. Mathematical modeling of the anaerobic process: regulatory mechanisms for the formation of short-chain volatile acids from glucose. **Water Science Technology**, v. 15, p. 209- 232, 1983.

MUÑOZ, G.R.; KELLING, K.A.; POWELL, J.M.; SPETH, P.E. Comparison of estimates of first-year dairy manure nitrogen availability or recovery using nitrogen-15 and other techniques. **Journal of Environmental Quality**. v.33, p.719-727, Madison, USA, 2004.

MUKHTAR, S.; BORHAN, M.S.; BASEDA, J. Evaluation of a weeping wall solid-liquid separation system for flushed dairy manure. **Engineering in Agriculture**. v.27, n.1, p.135-142, 2011.

MUKHTAR, S.; SWEETEN, J. M.; AUVERMANN, B. W. Solid Liquid Separation. E-13 p.9-99, **AgriLife Communications and Marketing**, Texas A&M University System. 1999. Disponível em: <http://www.AgriLifebookstore.org> Acesso em 06 de fevereiro de 2009.

NAIME, R.; GARCIA, A. C. Utilização de enraizadas no tratamento de efluentes agroindustriais. **Estudos Tecnológicos**. v. 2, p. 9 – 20. 2005.

NARDIN, G.; SIMEONI, P.; MATTIUSSI, A. Energy production from poultry manure: prototypal plant sizing. In **Third International Symposium on Energy from Biomass and Waste**. Venice, Italy, 2010.

NAVACHI, J. A. **Reutilização dos efluentes tratados: caso de uma lavanderia industrial**. 2002. 95f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2002.

NOVAES, R. F. V. Microbiology of anaerobic digestion. **Water Science and Technology**, v. 18, n. 12, p. 1-14, 1986.

OLIVEIRA, M.C.; ALMEIDA, C.V.; ANDRADE, D.O.; RODRIGUES, S.M.M. Teor de matéria seca, pH e amônia volatilizada da cama de frango tratada ou não com diferentes aditivos. **Revista Brasileira de Zootecnia**. v.32, n.4, p.951-954, 2003.

OLIVEIRA, L. C., **Digestão anaeróbia: Uma visão sustentável no tratamento dos subprodutos de origem animal**. 2005. Dissertação (Mestrado em Produção Animal) – Universidade dos Açores, Angra do Heroísmo, Portugal, 2005.

OLIVEIRA, P.A.V. **Projeto de biodigestor para produção de biogás em sistema de produção de suínos**. Embrapa Suínos e Aves. Comunicado Técnico, 417, 8p. Concórdia, 2005. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br Acesso em 25 de setembro de 2010.

ORRICO JUNIOR, M.A.P.; ORRICO, A.C.A; LUCAS JUNIOR, J. Biodigestão anaeróbia dos resíduos da produção avícola: cama de frango e carcaças. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.30, n.3, p.546-554, 2010.

ORTIZ, F.C.G., CAPPI, N., SANTOS, T.M. Redução de sólidos em água residuária de suinocultura tratada em biodigestor anaeróbio. In: **Anais do Encontro de Iniciação Científica – ENIC**, v.1, n.1(1), 2009.

ORTOLANI, A. F.; BENINCASA, M.; LUCAS JR., J. **Biodigestores rurais modelos indiano, chinês e batelada**. 2. ed. Jaboticabal: FUNEP/FCAV, 1991. 34 p

OVIEDO-RONDON, E.O. **Technologies to mitigate the environmental impact of broiler production**. Revista Brasileira de Zootecnia. v.37, p. 239-252. 2008.

PAGANINI, F. J. **Produção de frangos de corte: Manejo de cama**. Ed. MENDES, A.A.; NÄÄS, I. de A.; MACARI, M. Campinas: FACTA. 356p. 2004.

PALHARES, J. C. P. Uso da cama de frango na produção de biogás. **Circular Técnica**. Centro Nacional de Pesquisa de Suínos e Aves, Concórdia, v. 41, p. 01-12, 2004. Disponível em: www.cnpsa.embrapa.br. Acesso em: 06/10/2010.

PETERSEN, S.O.; SOMMER, S.G.; BELINE, F.; BURTON, C.; DACH, J.; DOURMAD, J.Y.; LEIP, A.; MISSELBROOK, T.H.; NICHOLSON, F.; POULSEN, H.D.; PROVOLO, G.; SORENSEN, P.; VINNERAS, B.; WEISKE, A.; BERNAL, M.P.; BOHM, R.; JUHASZ, C.; MIHELIC, R. Recycling of livestock manure in a whole-farm perspective. **Livestock Science**. v.112, p.180-191, 2007.

QUADROS, D.G.; OLIVER, A.P.M.; REGIS, U.; VALLADARES, R.; SOUZA, P.H.F.; FERREIRA, E.J. Biodigestão anaeróbia de dejetos de caprinos e ovinos em reator contínuo de PVC flexível. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, n.3, p.326-332, 2010.

SANTOS, T. M. B. **Balanço energético e adequação do uso de biodigestores em galpões de frango de corte**. 2001. 167f. Tese (Doutorado em Produção Animal) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista, Jaboticabal, 2001.

SANTOS, T. M. B.; LUCAS JR., J. Produção de cama e biogás após criação de frangos sob três densidades. In: BALBUENA, *et al.* (Ed.). **Ingeniería rural y mecanización agraria en el ámbito latinoamericano** La Plata: UNLP, 1998, p. 340 – 345.

SANTOS, R.C.O.; BARBOSA FILHO, O.; GIORDANO, G. Proposta de um método de cálculo do tempo de sedimentação no tratamento de esgotos por lodos ativados em bateladas. **Revista Engenharia sanitária e ambiental**. v.10, n.3, p. 185-193, 2005.

SCHERER, E. *et al.* **Avaliação da qualidade do esterco líquido de suínos da região Oeste Catarinense para fins de utilização como fertilizante.** Florianópolis: EPAGRI, 1996, 46p. (EPAGRI. Boletim Técnico, 79).

SEGANFREDO, M. A. O impacto ambiental na utilização de cama de aves como fertilizante do solo. 2000. Disponível em: <http://www.cnpsa.embrapa.br> Acesso em 06 de Julho de 2009.

SEVERINO, L. S.; LIMA, R. L. S.; BELTRAO, N. E. M. **Composição química de onze materiais orgânicos utilizados em substratos para produção de mudas.** EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/ Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento, 2006. Campina Grande – PB. Comunicado Técnico, 278.

SILVA, E.M., ROSTON, DM..Tratamento de efluente de sala de ordenha de bovinocultura lagoas de estabilização seguidas de leito cultivado. **Engenharia Agrícola**, v.30, n.1, p67-73, 2010.

SILVA, C.L. Gestão Ambiental: Responsabilidade com visão de negócios, **Diálogos & Ciência – Revista Eletrônica da Faculdade de Tecnologia e Ciências de Feira de Santana**, Salvador, v.1, n.2, 2003. Disponível em: <http://www.ftc.br/revistafsa> Acesso em: 23 de Fevereiro de 2008.

SILVA, E.T.; MAGALHÃES, C.S. **Controle de poluição de atividades pecuárias.** Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v.22, n.210, p.62-76, 2001.

SINGH, K.; LEE, K.; WORLEY, J.; RISSE, L.M.; DAS, K.C. Anaerobic digestion of poultry litter: a review. **Engineering in Agriculture**. v.26, n.4, p.677-688, 2010.

SORDI, A.; SOUZA, S. N. M.; OLIVEIRA, F. H. Distribuição geográfica do potencial energético dos resíduos da avicultura de corte na região oeste do Paraná. In: **4º Encontro de energia no meio rural, AGRENER – UNICAMP**, Campinas, 2002.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C . GUIMARÃES, A.V.A . **Performance of constructed wetland systems treating anaerobic effluents.** Water Science and Technology, v.48, n.6, p. 295-299, 2003.

SOUSA, J. T. de, van HAANDEL, A.C . GUIMARÃES, A.V.A. **Pós-tratamento de efluente anaeróbico através de sistemas wetland construídos.** In: Chernicharo, C. A.L.(coordenador) Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios. Coletânea de trabalhos técnicos, Belo Horizonte: ABES, p 25 – 32, 2000.

SOUSA, J. T., VAN HAANDEL, A., LIMA, E. P. C. **Utilização de wetland construído no pós-tratamento de esgotos domésticos pré-tratados em reator UASB.** Engenharia Sanitária e Ambiental, vol.9, no.4, p.285-290. 2004.

STAMS, A. J. M. Metabolic interactions between anaerobic bacteria in methanogenic environments. **Antonie van Leeuwenhoek**, v.66, p. 271-294, 1994.

STEIL, L. **Avaliação do uso de inóculos na biodigestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos.** 2001. 109f. Dissertação (Mestrado em Biotecnologia) - Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, Araraquara, 2001.

STEIL, L.; LUCAS JUNIOR, J.; OLIVEIRA, R. A. Avaliação do uso de inóculos na digestão anaeróbia de resíduos de aves de postura, frangos de corte e suínos. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 22, n. 2, p. 146-149, 2002.

STEINMETZ, R. L. R. **Aplicação de polieletrólitos para a separação de metais em efluentes da suinocultura.** Dissertação Mestrado Santa Maria: UFSM, 55p. 2007.

SUNG, S.W.; LIU, T. Ammonia inhibition on thermophilic anaerobic digestion. **Chemosphere**, v.53, n.1, p.43-52, 2003.

TOEREN, D. F.; HATTINGH, W. H. J. Anaerobic digestion I. The microbiology of anaerobic digestion. **Water Research**, v. 3, p. 385-416, 1969.

TOLEDO, A. A. G. **Tratamento de águas residuárias de pocilgas, utilizando biodigestores UASB sob quatro tempos de retenção hidráulica.** 1996. 67f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Faculdade de Ciências Agrônômicas, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 1996.

TOUSIGNANT, E., FANKHAUSER, O., HURD, S. **Guidance Manual for the Design, Construction and Operations of Constructed Wetlands for Rural Applications in Ontario.**1999.

Disponível em http://res2.agr.ca/initiatives/menurenet/download/wetlands_manual.pdf. Acesso em: 10 jul 2008.

TRICASE, C.; LOMBARDI, M. State of the art and prospects of Italian biogas production from animal sewage: Technical-economic considerations. **Renewable Energy**, v. 34 p. 477–485, 2009.

TURCO, J.E.P., FERREIRA, L.F.S.A., FURLAN, R.L. Consumo e custo de energia elétrica em equipamentos utilizados em galpões de frangos de corte. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.3, p.519-522, 2002.

ULUDAG-DEMIRER, S.; DEMIRER, G.N.; FREAR, C.; CHEN. Anaerobic digestion of dairy manure with enhanced ammonia removal **Journal of Environmental Management**, v.86, p.193-200, 2008.

União Brasileira de Avicultura, **Protocolo de boas práticas de produção de frango**. 2008. 47p. Disponível em: <http://www.abef.com.br>. Acesso em: 10 mai 2008.

União Brasileira de Avicultura, **Relatório anual 2010/2011**. 2011. 80p. Disponível em: <http://www.abef.com.br>. Acesso em: 30 jul 2011.

USDA (United States Department of Agriculture), Foreign Agricultural Service, **“Livestock and Poultry: World Markets and Trade, 2009**.

VACCA, G.; WAND, H.; NIKOLAUSZ, M.; KUSCHK, P.; KASTNER, M. Effect of plants and filter materials on bacteria removal in pilot-scale constructed wetlands. **Water Research**. v.39, p.1361-1373, 2005.

VALENTIM, M.A.A. **Uso de Leitões Cultivados no Tratamento de Efluentes de Tanque Séptico Modificado**. 1999. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 1999.

VAN HAANDEL, A. C.; LETTINGA, G. **Tratamento anaeróbico de esgotos**: manual para regiões de clima quente. Campina Grande: Epgraf, 1994. 210p.

VAN HORN, H.H. *et al* **Components of Dairy Manure Management Systems**. J. Dairy Science 77. p.2008-2030, 1994.

VANOTTI, M. B.; RASHASH, D. M. C.; HUNT, P. G. Solid-liquid separation of flushed swine manure with PAM: Effect of wastewater strength. Transactions of the ASAE, v.45, n.6, p.1959-1969, 2002.

VIVAN, Marcelo *et al*. Eficiência da interação biodigestor e lagoas de estabilização na remoção de poluentes em dejetos de suínos. **Revista brasileira de engenharia agrícola e ambiental**. v. 14, n. 3, p.320-325, 2010.

WILKIE, A.C. **The other bioenergy solution: the case for converting organics to biogas**. Resource: Engineering and Technology for a Sustainable World. v.13, p.11-12, 2006.

XIAO D.; TOLLNER, E. Evaluation of Anammox and denitrification during anaerobic digestion of poultry manure. **Bioresource Technology**, v. 86, n. 2, p.139-145, 2003.

YADVIKA; SANTOSH; SREEKRISHNAN, T.R.; SANGEETA, K.; VINEET R. Enhancement of biogas production from solid substrates using different techniques – a review. **Bioresource Technology**, v.95, p.1-10, 2004.

ZANETTE, A. L. **Potencial de Aproveitamento Energético do Biogás no Brasil**. 97p.il. Dissertação (Mestrado em Ciências) Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.

ZHANG, R.H.; YIN, Y.; SUNG, S.; DAGUE, R.R. Anaerobic treatment of swine waste by the anaerobic sequencing batch reactor. **American Society of Agricultural Engineers**, v.40, n.3, p.761-767, 1997.

ZILLI, J.B. **Os fatores determinantes para a eficiência econômica dos produtores de frango de corte: uma análise estocástica**. (Dissertação de Mestrado) Piracicaba: ESALQ/USP, 2003, 154p.